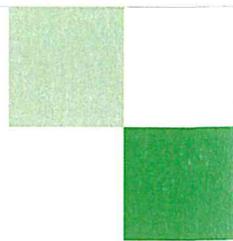




UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
in der Helmholtz-Gemeinschaft



Dissertation 07/2005

**Ermittlung, Abschätzung und Bewertung des
Nitratbelastungsrisikos für das Grundwasser im
landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet
der Wasserfassung Jahna-Aue**

Stefan Fiedler

ISSN 1860-0387

Institut für Agrartechnik und Landeskultur
(Direktor: Prof. Dr.-Ing. P. Pickel)

der Landwirtschaftlichen Fakultät
(Dekan: Prof. Dr.-Ing. P. Pickel)

der

Martin-Luther-Universität
Halle-Wittenberg

„Ermittlung, Abschätzung und Bewertung des Nitratbelastungsrisikos für das Grundwasser im landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet der Trinkwasserfassung Jahna-Aue“

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor agriculturarum (Dr. agr.)

vorgelegt von:

Dipl.-Ing. Stefan Fiedler

geb. am 22. 02. 1975 in Wismar

Gutachter: Prof. Dr. R. Meißner
Prof. Dr. H. Borg
Prof. Dr. B. Scheffer

Eingereicht am: 17. 01. 2005

Verteidigung am: 30. 05. 2005

Halle/Saale 2005

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG	5
SUMMARY	9
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	13
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	15
TABELLENVERZEICHNIS	17
1 EINLEITUNG	19
2 LITERATURÜBERSICHT	21
2.1 NITRATAUSWASCHUNG - EIN GLOBALES PROBLEM	21
2.2 MAßNAHMEN UND RECHTLICHE REGELUNGEN ZUM GRUNDWASSERSCHUTZ	23
2.3 STICKSTOFFUMSATZ IM BODEN UND NITRATVERLAGERUNG - ANSÄTZE UND METHODEN	27
2.4 GRUNDWASSERUNTERSUCHUNGEN	31
3 UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	33
3.1 ABGRENZUNG UND LAGE	33
3.2 NATURRÄUMLICHE EINORDNUNG	33
3.3 KLIMA	34
3.4 GEOLOGIE.....	34
3.5 BODEN.....	35
3.6 LANDNUTZUNG	38
3.7 HYDROGEOLOGIE	40
4 METHODIK	45
4.1 RÄUMLICHE LOKALISIERUNG UND QUANTIFIZIERUNG DER NITRATBELASTUNG	45
4.1.1 <i>Grundwasserqualität und -dynamik</i>	45
4.1.1.1 Probenahme.....	45
4.1.1.2 Wasseranalytik und Isotopenauswertung.....	47
4.1.1.3 Grundwasser-Isohypsen	54
4.1.2 <i>Nitratauswaschungspotential</i>	55
4.1.2.1 Landnutzung.....	56
4.1.2.2 Boden	56
4.1.2.3 Grundwasserflurabstand	59
4.1.2.4 Grundwasserneubildung	59
4.1.2.5 Austauschhäufigkeit des Bodenwassers	62
4.2 ABSCHÄTZUNG DES NITRATBELASTUNGSRISIKOS	64
4.2.1 <i>Nitratverlagerung ungesättigte Zone</i>	65
4.2.1.1 Messplätze.....	65
4.2.1.2 mRISK-N	68
4.2.2 <i>Nitrattransport gesättigte Zone</i>	69
5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION	71
5.1 NITRATBELASTUNGSSITUATION.....	71
5.1.1 <i>Wasserqualität und Grundwasserdynamik</i>	71
5.1.1.1 Grundwasserqualität.....	71
5.1.1.2 Oberflächenwasserqualität	82
5.1.1.3 Grundwasserdynamik	84
5.1.1.4 Grundwasseralter.....	90
5.1.2 <i>Auswaschungspotential</i>	96
5.1.2.1 Landnutzung.....	96
5.1.2.2 Boden	99
5.1.2.3 Grundwasserflurabstand	103
5.1.2.4 Grundwasserneubildung	104
5.1.2.5 Austauschhäufigkeit des Bodenwassers	114
5.1.3 <i>Vergleich zwischen Nitratbelastung und Nitratauswaschungspotential</i>	116

5.2	NITRATBELASTUNGSRISIKO	118
5.2.1	<i>Ungesättigte Zone</i>	118
5.2.1.1	Nitratgehalte des Sickerwassers der Messplätze.....	118
5.2.1.2	mRisk-N Ergebnisse.....	127
5.2.2	<i>Gesättigte Zone</i>	131
5.3	BEWERTUNG DES NITRATBELASTUNGSRISIKOS	138
6	AUSBLICK	142
6.1	BEWERTUNG DES GEWÄHLTEN ANSATZES.....	142
6.2	EMPFEHLUNGEN FÜR DIE LANDNUTZUNG NITRATAUSWASCHUNGSGEFÄHRDETER FLÄCHEN	142
6.3	MONITORING	145
6.4	FORSCHUNGSBEDARF	146
	QUELLENVERZEICHNIS	148
	ANHANG	166
	DANKSAGUNG	167
	LEBENS LAUF	169
	SELBSTÄNDIGKEITSERKLÄRUNG	170

Zusammenfassung

In den letzten Jahren wurden von der Döbeln-Oschatzer Wasserwirtschaft GmbH (DOWW) ein Anstieg der Nitratgehalte im geförderten Grundwasser der Wasserfassung Jahna-Aue (bei Ostrau in Sachsen) auf 30 - 40 mg/l festgestellt. Da der Grenzwert von 50 mg NO₃⁻/l im Trinkwasser nicht überschritten werden darf und der Wasserversorger langfristig für eine gute Qualität des zu verkaufenden Trinkwassers verantwortlich ist, sind gesicherte Kenntnisse über die Nitratreinträge und die zukünftige Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser des Einzugsgebietes von großem Interesse.

Ziel der Untersuchungen war, die aktuelle Nitratbelastungssituation des Grundwassers im Trinkwassereinzugsgebiet Jahna-Aue zu erfassen, über die Nitratverlagerung in der ungesättigten und den Nitrattransport in der gesättigten Zone das künftige Nitratbelastungsrisiko abzuschätzen sowie geeignete Maßnahmen zum nachhaltigen Schutz des Grundwassers vorzuschlagen. Um dieses Ziel zu erreichen, wurde eine multivariante Herangehensweise gewählt. So wurden durch die Kombination hydro- und isotochemischer Analysen des Oberflächen-, Boden- und Grundwassers die Nitratquellen und das Grundwasseralter ermittelt. In Verbindung mit der Anwendung verschiedener Verfahren zur Abschätzung der Nitratauswaschung und deren Kopplung an ein Grundwasserströmungsmodell konnte die räumliche und zeitliche Nitratverteilung im Grundwasser dargestellt werden. Der Focus der Arbeit war also hydrogeologisch ausgerichtet.

Zur Beurteilung der Nitratbelastungssituation des Grundwassers ist das Wissen über dessen Fließverhalten, die mittleren Verweilzeiten des Wassers in der ungesättigten und gesättigten Zone sowie die Grundwasserneubildung von entscheidender Bedeutung. Deshalb wurde ein Isohypsenplan erstellt und mit Hilfe von Tritium-, Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoff (FCKW)- und Heliumisotopenmessungen die Jungwasseranteile und dessen Alter bestimmt. Die Grundwasserneubildung ist mit verschiedenen Verfahren berechnet worden und liegt bei durchschnittlich 120 - 140 mm/a.

Die mittleren Verweilzeiten im Aquifer (13 - 40 Jahre) und die Anteile (20 - 50 %) des in der Jahna-Aue I geförderten jungen Grundwassers sind in den einzelnen Brunnen unterschiedlich. Diese Unterschiede lassen sich durch die verschiedenen Tiefen und Einzugsgebiete der Brunnen erklären. Während Brunnen 1 bis 5 vorwiegend aus dem Süden angeströmt werden, erhal-

ten die Brunnen 6 und 7 ihr Wasser aus Südwesten bis Westen. Dabei besitzen die Förderbrunnen 1, 4 und 7 die potentiell höchste Nitratbelastungsgefährdung.

Die mittleren Nitratgehalte der Förderbrunnen der Jahna-Aue I lagen während des Untersuchungszeitraumes zwischen 24 mg/l und 40 mg/l, eine Ausnahme bildet mit 1,5 mg/l der nach oben durch eine Geschiebemergelschicht abgeschirmte Brunnen 3. Es zeigte sich, dass die Nitratgefährdung aus dem südlichen Anstrombereich außerhalb der Trinkwasserschutzzone III der Jahna-Aue stammt. Dort wurden Nitratgehalte im Grundwasser gemessen, die deutlich über 50 mg/l liegen. Dabei weisen die Gebiete mit geringem Grundwasserflurabstand (<10 m) die höchsten Werte auf.

Die Oberflächengewässer und der Plattendolomit-Aquifer im Osten des Untersuchungsgebietes konnten als Gefährdungsquelle ausgeschlossen werden. Am westlichen Rand der Trinkwasserschutzzone III hingegen wurde nach dem Starkniederschlagsereignis im August 2002, trotz ermittelter mittlerer Verweilzeiten des Wassers von 20 - 25 Jahren für die ungesättigte Zone, ein Grundwasseranstieg von 20 cm innerhalb eines Tages beobachtet. Die Möglichkeit einer schnellen Grundwasserneubildung, die mit einer schnellen Nitratverlagerung verbunden sein kann, ist also gegeben. Die Nitratverlagerung konnte allerdings im konkreten Fall nicht nachgewiesen werden.

Die Isotope des Nitrates im Sicker- und Grundwasser weisen mit $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werten von 2 ‰ - 11 ‰ und $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ -Werten von 2 ‰ - 11 ‰ überwiegend auf organische Bodensubstanz als Quelle für das Nitrat hin, wobei im Sickerwasser unter Grünland mit $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werten bis 12,5 ‰ ein zeitweiliger Einfluss organischen Düngers zu erkennen ist. Im Sickerwasser unter Grünland ab 1 m Tiefe wurden nur sehr geringe Nitratkonzentrationen mit einzelnen Peaks von maximal 10 mg/l gemessen und auch unter dem Ackerstandort konnten keine Nitratgehalte nachgewiesen werden, die auf eine anhaltende hohe Belastung des Grundwassers in den nächsten Jahren hindeuten. Dies gilt ebenso für die Böden der Messplätze.

Die ermittelten mittleren Verweilzeiten des Wassers bestätigen die Annahme, dass der größte Teil der derzeitigen Nitratbelastung des Grundwassers aus den 1970er - 1980er Jahren oder davor stammt. Die Stickstoffbilanz der Schläge von 1977 - 1989 weist noch einen deutlichen Stickstoffüberschuss von 200 - 1200 kg/ha auf. Ab 1990 sind die Stickstoffüberschüsse merklich zurückgegangen, so dass bei Fortsetzung der derzeitigen Flächenbewirtschaftung die Nitratbelastung des Grundwassers in Zukunft abnehmen wird. Auch die in den letzten Jahren

gemessenen Nitratkonzentrationen in den Brunnen der Jahna-Aue I deuten auf keinen weiteren Anstieg hin, die Nitratgehalte stabilisierten sich bei 30 - 40 mg/l.

Da das Verfahren der Nitratauswaschungsgefährdung nach MÜLLER (1997) für nahezu das gesamte Untersuchungsgebiet eine sehr geringe Auswaschungsgefährdung prognostizierte, konnten damit keine Gefährdungsflächen ausgegrenzt werden. Allerdings gab es geringe Unterschiede bei den Austauschhäufigkeiten des Bodenwassers und unter den Flächen mit den höchsten Austauschhäufigkeiten wurden auch die höheren Nitratwerte gemessen.

Des Weiteren wurde durch das mRisk-N Modell (WRIEDT, 2002a, 2004) eine starke Abhängigkeit der Nitratauswaschung vom Niederschlag festgestellt.

Die Modellierung des Transportes und der zukünftigen Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser mit dem Groundwater Modelling System (GMS) zeigte weiterhin, dass es in Abhängigkeit des Strömungsverhaltens des Grundwassers Korridore mit höheren Nitratbelastungen gibt. Diese Korridore befinden sich in Gebieten mit geringem Grundwasserflurabstand (<10 m). Im Untersuchungsgebiet ist also der Grundwasserflurabstand ein entscheidendes Kriterium für die Nitratauswaschungsgefährdung.

Bei der Simulation verschiedener Nutzungsszenarien ist zu erkennen, dass bei Weiterführung der derzeitigen Bewirtschaftung die Nitratbelastung der Brunnengalerie Jahna-Aue I im Jahre 2028 gegenüber der für das Jahr 2003 modellierten zurückgeht. Insgesamt konnte nur bei Maismonokultur eine Gefährdung der Brunnengalerie Jahna-Aue I festgestellt werden.

Insgesamt deutet nichts auf eine langfristige und dauerhafte Gefährdung dieser Brunnengalerie hin, da weder im Boden noch im Sickerwasser durchgehend hohe Nitratgehalte zu finden waren, die Stickstoffüberschüsse in den letzten zehn Jahren deutlich zurückgegangen sind, die Nitratgehalte in der Brunnengalerie sich zu stabilisieren scheinen und auch die Modellierung nur für das Maismonokultur-Szenario einen Anstieg der Nitratwerte in der Brunnengalerie Jahna-Aue I simuliert.

Trotzdem bleibt festzustellen, dass die Trinkwasserschutzgebietsgrenzen nicht zweckmäßig gesetzt wurden, da sie nicht das gesamte Einzugsgebiet der Wasserfassungen berücksichtigen. Dabei muss das Wasserschutzgebiet keine zusammenhängende Fläche darstellen. Schutzgebiete (TWSZ III) sollten zukünftig auf Grundlage von Grundwassergefährdungsflächen innerhalb des Einzugsgebietes der Wasserfassungen festgelegt werden. Im Falle der Jahna-Aue sind es die Gebiete mit geringen Grundwasserflurabständen (<10 m) im Süden der Brunnen-

galerien, welche bei unsachgemäßer Bewirtschaftung ein Nitratbelastungsrisiko für das Grundwasser in diesen Arealen darstellen, das sich im Extremfall auch auf die Trinkwasserfassungen auswirken kann. Auf diesen Flächen sollte, wie mit der DOWW abgestimmt, gewässerschonende Landbewirtschaftung erfolgen, wie sie in den Vorschriften der SächsSchA-VO (2002) für Trinkwasserschutzgebiete festgelegt ist.

Es zeigte sich, dass der in dieser Arbeit gewählte Ansatz ein geeignetes Instrument zur Abschätzung und Bewertung des Nitratbelastungsrisikos in landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebieten ist sowie der Identifikation von Grundwassergefährdungsflächen dient.

Summary

In the last years, the Döbeln-Oschatzer Wasserwirtschaft GmbH (DOWW) recognised an increase of nitrate values to 30 - 40 milligrams per litre in the produced water of the water intake of the Jahna-Aue I (near Ostrau in Saxony). Because the limit of 50 milligrams of nitrate per litre of drinking water should not be exceeded and because of the water suppliers' long-term responsibility for a good drinking water quality, reliable knowledge about the nitrate inputs and the future development of nitrate values in the groundwater of catchment area is very important.

The aim of the present investigation is to capture the present nitrate load of the groundwater in the catchment area of the Jahna-Aue, to estimate the future risk of nitrate load by the transport of nitrate in the unsaturated and saturated zone as well as to recommend qualified countermeasures for the sustainable protection of the groundwater. To reach this aim, a multivariate approach was chosen. So the nitrate sources and the age of the groundwater were determined by a combination of hydrochemical and isotopechemical analyses on surface water, seepage water and groundwater. In combination with the application of different methods for the approximation of the nitrate leaching and their coupling to a groundwater flow model, the spatial and chronological nitrate distribution could be illustrated. Hence the investigation was focused on the hydrogeology.

For the assessment of the nitrate load situation of the groundwater, the knowledge of the flow paths, the mean residence times of the water in the unsaturated and saturated zones and the amount of groundwater recharge are of vital importance. Therefore, a groundwater level contour map was prepared and by means of tritium, chlorofluorocarbon (CFC) and helium isotope measurements the proportion and the age of the young water was determined. The groundwater recharge has been calculated by means of different methods. The average value is 120 to 140 millimetres per year.

The mean residence times in the aquifer (13 to 40 years) and the ratio (20 to 50 percent) of the young groundwater produced in the Jahna-Aue I differ from well to well. These differences can be explained with the different depths of the wells and with their different catchment areas. Whereas wells 1 to 5 predominantly receive their water from the south, wells 6 and 7 are supplied with water from the south-west and the west. The producing wells 1, 4 and 7 bear the highest risk of nitrate load.

The average nitrate concentration of the wells of the Jahna-Aue I during the investigation period (January 2002 to March 2004) was between 24 and 40 milligrams per litre. Only well 3 showed 1.5 milligramme per litre, because the water of this well is pumped out of a deeper water layer which is separated by a poorly permeable boulder clay layer from the layer above. The results indicate that the nitrate load derives from the south, outside the groundwater conservation area III of the Jahna-Aue. In this area, high to very high nitrate concentrations of clearly above 50 milligrams per litre were measured in the groundwater. Areas with the lowest distance between groundwater table and surface had the highest values.

The surface waters and the aquifer of the slab-built dolomite in the east of the investigation area could be excluded as nitrate source. In contrast to that, in the west of the groundwater conservation area III, an increase in the groundwater level of more than 20 centimetres was observed already one day after the heavy rainfalls in August 2002 in spite of determined mean residence times of 20 to 25 years. Because of this fast groundwater recharge, a fast nitrate transport into the groundwater is also possible, but could not be identified in this particular case.

The isotopes of nitrate in seepage water and groundwater indicate with $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -values of 2 permil - 11 permil and $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ -values from 2 permil - 11 permil soil organic matter as the main source for the nitrate, whereas in the seepage water under grassland with $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -values of 12.5 permil temporary influence of organic fertiliser could be identified. Very low nitrate concentrations with maximum peaks of 10 milligrams per litre were measured from 1 metre depth in the seepage water under grassland and no nitrate contents could be located under the farmland patch, which points to a permanent high nitrate exposure of the groundwater for the next years. The same is true for the soils of the measuring fields.

The mean residence times of the water confirm the assumption that the largest part of the present nitrate exposure derives from the 1970s to the 1980s or earlier. The nitrogen balance of the patches shows a significant surplus of nitrogen of 200 - 1200 kilograms per hectare from 1977 to 1989. Since 1990, the surplus of nitrogen decreased noticeably so that a continuation of the present cultivation would further decrease the nitrate exposure of the groundwater. Also, the nitrate concentrations measured during the last years at the water intake of the Jahna-Aue I, indicate that the nitrate concentration does not increase any further, but the values become stabilized at 30 - 40 milligrams per litre.

As MÜLLER's (1997) method of the nitrate leaching risk forecasted a very low leaching risk for nearly the whole investigation area, no leaching risk areas could be identified with it. However, the replacement frequencies of the soil water differed slightly. The areas with the highest replacement frequencies revealed the highest nitrate concentrations.

Furthermore, a strong dependence between nitrate leaching and precipitation can be identified with the mRisk-N model (WRIEDT, 2002a, 2004).

The simulation of the transport and the future development of the nitrate concentrations in the groundwater with the Groundwater Modelling System (GMS) software further shows that, in dependence on the groundwater flow, passage ways with higher nitrate loads exist. These passage ways are located in the areas with the lowest distance between groundwater table and surface (< 10 metres). So the distance between groundwater table and soil surface is an important criteria for the nitrate leaching risk as well.

A simulation of different cultivation scenarios shows that the nitrate in the wells of the water intake of the Jahna-Aue I exposure will decrease by the year 2028 compared to the simulated exposure for 2003, if the present cultivation is continued. As a whole, an endangerment of the water intake of the Jahna-Aue I could only be determined with a pure planting of maize.

A long term and permanent endangerment of this water intake is very unlikely, because continuous high nitrate contents were found neither in the soil nor in the seepage water, the nitrogen surpluses decreased significantly during the last 10 years, the nitrate concentrations in the water intake seem to become stable and, according to the model, only a pure planting of maize would lead to an increase of the nitrate concentration in the water intake of the Jahna-Aue I.

The borders of the groundwater conservation area III were not reasonably defined, as they do not cover the complete catchment area of the water intakes. Yet, the groundwater conservation area does not have to be a coherent area. Groundwater conservation areas (III) should be defined in the future on the basis of groundwater endangering areas within the catchment areas of the water intakes. In case of the Jahna-Aue those are the areas in the south of the water intakes with the lowest distance between groundwater table and surface (< 10 metres). They could represent a nitrate exposure risk to the groundwater in these areas if improperly cultivated and, in the worst case, can also affect the water intake. In these areas, as agreed with the

DOWW, cultivation with respect to the groundwater should take place as recommended in the SächsSchAVO (2002) for groundwater conservation areas.

The approach chosen for this investigation turns out to be a qualified instrument for the approximation and assessment of the nitrate exposure risk in agricultural catchment areas. Moreover, this approach helps to identify endangered groundwater areas.

Abkürzungsverzeichnis

AH	Austauschhäufigkeit
BHyMP	Bodenhydrologischer Messplatz
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DIC	Dissolved Inorganic Carbon
DOC	Dissolved Organic Carbon
DOWW	Döbeln-Oschatzer Wasserwirtschaft GmbH
DWD	Deutscher Wetterdienst
ETP	Evapotranspiration
ETP _H	Evapotranspiration nach Haude über Gras
EU	Europäische Union
F11	Trichlorfluormethan
F12	Dichlordifluormethan
F113	Trichlortrifluorethan
FCKW	Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoff
FK	Feldkapazität
FKWe	Feldkapazität des effektiven Wurzelraums
GIS	Geographisches Informationssystem
GWNa	jährliche Sickerwasserrate bzw. jährliche Grundwasserneubildungsrate
IDW	Inverse Distance Weighted
KA	mittlerer kapillarer Aufstieg
KR	kapillare Aufstiegsrate
LfL	Landesanstalt für Landwirtschaft
LfUG	Landesamt für Umwelt und Geologie
Lt3	mittel toniger Lehm
Lu	schluffiger Lehm
MP	Messplatz
NAU	Niederschlag-Abfluss-Unterschiede
NAW	Nitratauswaschungsgefährdung
nFK	nutzbare Feldkapazität
nFKWe	nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums
NIBIS	Niedersächsisches Bodeninformationssystem
NN	normal Null
PD	Plattendolomit
PW	Pumpwerk
SGM	Sickerwasser-Grundwasser-Messeinrichtung
SK	Saugkerze
Sl2	schwach lehmiger Sand
StUFA	Staatliches Umweltfachamt
TU	Tritium Units

Verzeichnisse

TWSZ	Trinkwasserschutzzone
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
UG	Untersuchungsgebiet
Ut2	schwach toniger Schluff
Ut3	mittel toniger Schluff
VPW	Grasreferenzverdunstung
WB	Wasserbilanz
We	effektive Durchwurzelungstiefe
Wpfl	pflanzenverfügbares Bodenwasser

Abbildungsverzeichnis

ABB. 1-1: NITRATKONZENTRATIONSENTWICKLUNG MIT TRENDLINIE (GRAU) IN BRUNNEN DER JAHNA-AUE I VON 1992 BIS 2001 19

ABB. 3-1: LAGE DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES 33

ABB. 3-2: RÄUMLICHE VERTEILUNG DER BODENEINHEITEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET (NACH LFUG, 2000)... 36

ABB. 3-3: LANDNUTZUNG IM UNTERSUCHUNGSGEBIET (NACH STUFA, 1999) 39

ABB. 3-4: RINNENVERLAUF IN DER QUARTÄRBASIS DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES MIT LAGE DER GEOLOGISCHEN SCHNITTE 41

ABB. 3-5: GEOLOGISCHER SCHNITT DURCH DIE JAHNA-AUE II (OBEN) UND JAHNA-AUE I (UNTEN) (G.E.O.S., 1993)..... 42

ABB. 4-1: LAGE DER PROBEHAHMESTELLEN UND MESSPLÄTZE..... 46

ABB. 4-2: SCHEMA TYPISCHER VARIATIONEN VON $\delta^{15}\text{N}$ UND $\delta^{18}\text{O}$ IM NITRAT UND DEREN ENTWICKLUNG BEI DENITRIFIKATION (AUS KENDALL, 1998) 52

ABB. 4-3: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DER FAKTOREN ZUR ERMITTLUNG DES NITRAUSWASCHUNGSPOTENTIALS (NACH ECKL & RAISSI, 1999) 55

ABB. 4-4: STRUKTUR DES WASSERHAUSHALTSMODELLS (WRIEDT, 2004) 61

ABB. 4-5: SCHRITTE ZUR BESTIMMUNG DER AUSTAUSCHHÄUFIGKEIT DES BODENWASSERS NACH MÜLLER (1997)..... 64

ABB. 4-6: SCHEMA DER MODELLZUSAMMENHÄNGE 65

ABB. 4-7: LAGE DER MESSPLÄTZE 66

ABB. 4-8: PRINZIPIELLER AUFBAU DER MESSFELDER 66

ABB. 5-1: NITRATVERTEILUNG IM GRUNDWASSER 72

ABB. 5-2: MITTLERE NITRATGEHALTE DES GRUNDWASSERS MIT MAXIMALEN ABWEICHUNGEN 73

ABB. 5-3: NITRATENTWICKLUNG IN DER BRUNNENGALERIE JAHNA-AUE I WÄHREND DES UNTERSUCHUNGSZEITRAUMES 74

ABB. 5-4: NITRATENTWICKLUNG WEITERER PROBEHAHMESTELLEN WÄHREND DES UNTERSUCHUNGSZEITRAUMES 75

ABB. 5-5: MITTLERE $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3\text{-}$ WERTE IM GRUNDWASSER UND IHRE MAXIMALEN ABWEICHUNGEN 77

ABB. 5-6: $^{15}\text{N}\text{-}^{18}\text{O}$ -VERHÄLTNISSE VOM NITRAT IM GRUNDWASSER UND DIE ZUORDNUNG VON STICKSTOFFQUELLEN 78

ABB. 5-7: IONENVERHÄLTNISSE IM PIPER-DIAGRAMM..... 79

ABB. 5-8: ^{18}O -VERLAUF DES GRUNDWASSERS ÜBER DEN UNTERSUCHUNGSZEITRAUM 81

ABB. 5-9: NITRATBELASTUNG UND LAGE DER GÜTEPEGEL DER JAHNA (LFUG LEIPZIG) 82

ABB. 5-10: NITRAT-VERLAUF IN DER JAHNA UND IM AUERSCHÜTZWASSER WÄHREND DES UNTERSUCHUNGSZEITRAUMES 83

ABB. 5-11: ZEITLICHER VERLAUF DER $\delta^{18}\text{O}$ -WERTE DES WASSERS IN DER JAHNA 84

ABB. 5-12: ISOHYPSKARTE DES GRUNDWASSERS IM UNTERSUCHUNGSGEBIET JAHNA-AUE AM 15.03.2004 86

ABB. 5-13: EINZUGSGEBIETE DER EINZELNEN BRUNNEN DER WASSERFASSUNGEN JAHNA-AUE I UND JAHNA-AUE II 88

ABB. 5-14: GRUNDWASSERSTANDSÄNDERUNG 2002 - 2004 89

ABB. 5-15: GRUNDWASSERSTANDSÄNDERUNG NACH STARKNIEDERSCHLAG IM AUGUST 2002 BEI MP2 90

ABB. 5-16: BEISPIEL ZUR ERMITTLUNG DER JUNGWASSERANTEILE MIT HILFE VON TRITIUM+HELIUM UND F113 (TRICHLORTRIFLUORETHAN)..... 93

ABB. 5-17: ANTEILE UND MITTLERE VERWEILZEIT DES JUNGWASSERS IM AQUIFER IM QUERSCHNITT DER JAHNA-AUE I 94

ABB. 5-18: NITRATGEHALT IN ABHÄNGIGKEIT VOM JUNGWASSERANTEIL..... 95

ABB. 5-19: IM UNTERSUCHUNGSGEBIET ERFASSTE SCHLÄGE 97

ABB. 5-20: STICKSTOFFBILANZSALDEN VON 1977 - 1989 UND 1990 - 2002 98

ABB. 5-21: TIEFENGESTAFFELTE K_f -WERTE DER BÖDEN DER MESSPLÄTZE..... 100

Verzeichnisse

ABB. 5-22: NITRAT-N-GEHALTE UND $\Delta^{15}\text{N-NO}_3$ -WERTE IN DEN BÖDEN DER MESSPLÄTZE.....	101
ABB. 5-23: C/N-VERHÄLTNISSE DER MESSPLÄTZE	102
ABB. 5-24: GRUNDWASSERFLURABSTAND IM UNTERSUCHUNGSGEBIET JAHNA-AUE AM 15.03.2004.....	103
ABB. 5-25: DOPPELSUMMENKURVE ZUM VERGLEICH DER UNKORRIGIERTEN NIEDERSCHLÄGE VON SALBITZ UND OSCHATZ.....	104
ABB. 5-26: NIEDERSCHLAGSVERTEILUNG SALBITZ.....	105
ABB. 5-27: BODENFEUCHTEENTWICKLUNG BEI MP1 ÜBER DEN UNTERSUCHUNGSZEITRAUM	106
ABB. 5-28: BODENFEUCHTEENTWICKLUNG BEI MP2 ÜBER DEN UNTERSUCHUNGSZEITRAUM	107
ABB. 5-29: VERGLEICH ZWISCHEN GEMESSENER UND MODELLIERTER BODENFEUCHTE	109
ABB. 5-30: SIMULATION DER MONATLICHEN (OBEN) UND JÄHRLICHEN (UNTEN) GRUNDWASSERNEUBILDUNG MIT mRISK-N	110
ABB. 5-31: JAHRESSUMMEN DES NIEDERSCHLAGES UND DER GRUNDWASSERNEUBILDUNG UNTER TIEFGRÜNDIGEM LÖSS (LYSIMETERTIEFE 3,0 M) DER LYSIMETERSTATION BRANDIS (AUS HAFERKORN, 2000) IM VERGLEICH MIT DEN DURCH mRISK-N SIMULIERTEN GRUNDWASSERNEUBILDUNGSWERTEN FÜR MP1	112
ABB. 5-32: KARTE DER AUSTAUSCHHÄUFIGKEIT DES BODENWASSERS UND DER DARAUS ABGELEITETEN NITRATAUSWASCHUNGSGEFÄHRDUNG	115
ABB. 5-33: ABHÄNGIGKEIT DER NITRATWERTE DES GRUNDWASSERS VON DER AUSTAUSCHHÄUFIGKEIT DES BODENWASSERS.....	116
ABB. 5-34: ABHÄNGIGKEIT DER NITRATWERTE DES GRUNDWASSERS VOM GRUNDWASSERFLURABSTAND	117
ABB. 5-35: NITRATGEHALTE DES BODENWASSERS BIS 2,5 M BEI MP1 ÜBER DEN UNTERSUCHUNGSZEITRAUM VON ZWEI JAHREN	119
ABB. 5-36: $\Delta^{15}\text{N-NO}_3$ IM BODENWASSER BEI MP1 BIS 3 M	120
ABB. 5-37: NITRATGEHALTE DES BODEN- UND GRUNDWASSERS AB 3,0 M BEI MP1 ÜBER DEN UNTERSUCHUNGSZEITRAUM VON ZWEI JAHREN	121
ABB. 5-38: $\Delta^{15}\text{N-NO}_3$ IM GRUNDWASSER BEI MP1	122
ABB. 5-39: NITRATGEHALTE IN BODEN- UND GRUNDWASSER BEI MP2 ÜBER DEN UNTERSUCHUNGSZEITRAUM VON ZWEI JAHREN.....	124
ABB. 5-40: NITRATGEHALTE BEI IM BODEN- UND GRUNDWASSER MP3 ÜBER DEN UNTERSUCHUNGSZEITRAUM VON ZWEI JAHREN.....	125
ABB. 5-41: $\Delta^{15}\text{N-NO}_3$ IM BODENWASSER BEI MP2 BIS 2,5 M.....	125
ABB. 5-42: $\Delta^{15}\text{N-NO}_3$ IM GRUNDWASSER BEI MP3	126
ABB. 5-43: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DES VIER-ZONEN MODELS NACH GUSMAN & MARINO (1999)	127
ABB. 5-44: VERGLEICH DER MODELLIERTEN MIT DEN GEMESSENEN NITRATGEHALTEN DES BODENWASSERS....	129
ABB. 5-45: MODELLIERTE NITRAT-N-AUSWASCHUNG FÜR MP1 UND MP2 IN ABHÄNGIGKEIT VOM NIEDERSCHLAG.....	130
ABB. 5-46: MODELLGRENZEN UND SCHNITTE DURCH DAS GEOLOGISCHE MODELL AUS VERSCHIEDENEN PESPEKTIVEN	132
ABB. 5-47: DARSTELLUNG DER ZELLVERTEILUNG DES 3D-GRIDS ZUR SIMULATION DER GRUNDWASSERSTRÖMUNG AM BEISPIEL DES DRITTEN LAYERS (DRAUFSICHT) UND EINES QUERSCHNITTS ENTLANG DER ROTEN MARKIERUNG	133
ABB. 5-48: DURCH DAS STRÖMUNGSMODELL BERECHNETE GRUNDWASSERISOHYPSEN.....	133
ABB. 5-49: MODELLIERTE NITRATVERTEILUNG 2003 AN DER GRUNDWASSEROBERFLÄCHE (A) UND DEM LAYER DER WASSERENTNAHME DURCH DIE FÖRDERBRUNNEN (B)	134
ABB. 5-50: MODELLIERTE NITRATKONZENTRATION AN DER GRUNDWASSEROBERFLÄCHE FÜR 2002	135
ABB. 5-51: NITRATVERTEILUNG IM JAHR 2028 IM LAYER DER GRUNDWASSERENTNAHME DER WASSERFASSUNG JAHNA-AUE I FÜR VERSCHIEDENE NUTZUNGSSZENARIEN.....	136
ABB. 6-1: POTENTIELLE GRUNDWASSERGEFÄHRDUNGSFLÄCHEN.....	143

Tabellenverzeichnis

TAB. 2-1: AUSWAHL VON GESETZEN UND VERORDNUNGEN MIT AUSWIRKUNGEN AUF DEN GEWÄSSERSCHUTZ UND DIE TRINKWASSERGEWINNUNG AUF VERSCHIEDENEN ADMINISTRATIVEN EBENEN..... 25

TAB. 2-2: ÜBERSICHT ÜBER EINIGE FÜR DIE MESOSKALIGE STICKSTOFFMODELLIERUNG GEEIGNETE MODELLE UND DEREN EIGENSCHAFTEN 29

TAB. 3-1: BODENEINHEITEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET NACH DER KONZEPTBODENKARTE DES SÄCHSISCHEN LFUG (2000) UND STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2000) 37

TAB. 3-2: LANDNUTZUNG IN DER TWSZ III NACH STÜFA RADEBEUL 1999 UND EIGENER KARTIERUNG 2002... 40

TAB. 3-3: EIGENSCHAFTEN DES AQUIFERS NACH G.E.O.S. (1993)..... 44

TAB. 4-1: WASSERANALYTIK IM LABOR 48

TAB. 4-2: ANZAHL DER AUSGEWERTETEN BODENPROFILE PRO BODENEINHEIT 57

TAB. 4-3: BEWERTUNG DER NITRATAUSWASCHUNGSGEFÄHRDUNG (NAW) 63

TAB. 5-1: TRITIUMWERTE IM GRUNDWASSER DER BRUNNENGALERIE JAHNA-AUE I UND AUSGEWÄHLTER MESSSTELLEN..... 91

TAB. 5-2: MIT HELIUMUNTERSUCHUNG BESTIMMTES ALTER FÜR DAS GRUNDWASSER DER BRUNNENGALERIE JAHNA-AUE I 92

TAB. 5-3: EFFEKTIVE WURZELTIEFE (WE), FELDKAPAZITÄT DES EFFEKTIVEN WURZELRAUMS (FKWE) UND NUTZBARE FELDKAPAZITÄT DES EFFEKTIVEN WURZELRAUMS (NFKWE) DER EINZELNEN BODENEINHEITEN 99

TAB. 5-4: JÄHRLICHE SICKERWASSERRATE NACH MÜLLER (1997) 111

TAB. 5-5: GEGENÜBERSTELLUNG DER IN FALKENBERG (F) GEMESSENEN GRUNDWASSERNEUBILDUNG (GWN) MIT DEN BERECHNETEN WERTEN FÜR DIE MESSPLÄTZE 1 (MP1) UND 2 (MP2) IN ABHÄNGIGKEIT VON NIEDERSCHLAG (N) UND ZUSATZBEWÄSSERUNG (ZB) 112

TAB. 5-6: VERGLEICH DER MITTLEREN JÄHRLICHEN GRUNDWASSERNEUBILDUNGSRATEN [MM] VERSCHIEDENER METHODEN UND MESSWERTE..... 113

TAB. 5-7: VERGLEICH DER GRUNDWASSERNEUBILDUNG [MM] UNTER GRÜNLANDNUTZUNG FÜR DAS JAHR 2002 114

TAB. 5-8: MITTLERE AUSTAUSCHHÄUFIGKEIT DES BODENWASSERS PRO BODENEINHEIT..... 114



1 Einleitung

Die Belastung des Grundwassers mit Nitrat ist ein globales Problem und hauptsächlich auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen. Da es bei stark überhöhter Nitrataufnahme zu einer Störung der Sauerstoffaufnahme bei Säuglingen (Blausucht) und zur Bildung von krebserregenden Nitrosaminen im menschlichen Magen kommen kann (BORNEFF ET AL., 1999), wurde in Deutschland der in der EU-Richtlinie von 1980¹ festgelegte und in die neue EU-Trinkwasserrichtlinie (1998) übernommene Grenzwert von 50 mg NO₃⁻/l Trinkwasser gültig und in der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2003) neu festgeschrieben. Damit hat der Wasserversorger dafür Sorge zu tragen, dass das zu verkaufende Trinkwasser diesen Grenzwert einhält.

Die Döbeln-Oschatzer Wasserwirtschaft GmbH (DOWW) betreibt in einem Teil des Einzugsgebietes der Jahna im Mittelsächsischen Lössgebiet zwei Brunnengalerien, Jahna-Aue I (7 Brunnen) und Jahna-Aue II (4 Brunnen), die im Trinkwasserschutzgebiet Jahna-Aue liegen und täglich etwa 8.000 m³ Grundwasser fördern. Dadurch werden rund 130.000 Menschen in der Region Döbeln/Ostrau mit Wasser versorgt.

In den letzten Jahren wurde von der DOWW ein Anstieg der Nitratgehalte im geförderten Grundwasser festgestellt (Abb. 1-1). Es wurde befürchtet, dass es zu einer erhöhten Nitratbelastung des Grundwasseres kommen kann. Da der Wasserversorger langfristig für eine gute Qualität des Trinkwassers verantwortlich ist, sind gesicherte Kenntnisse über Ort und Menge der Nitratreinträge im Einzugsgebiet und die zukünftige Entwicklung der Nitratgehalte in den Brunnenfassungen von großem Interesse, um im gegebenen Falle entsprechende Vorsorgemaßnahmen treffen zu können. Besonderes Au-

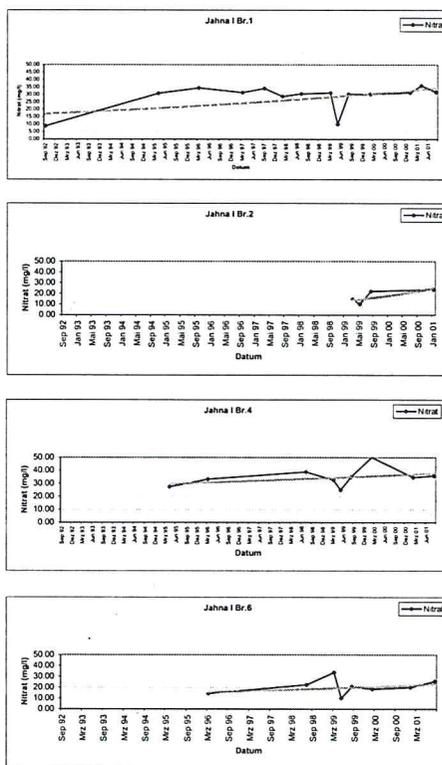


Abb. 1-1: Nitratkonzentrationsentwicklung mit Trendlinie (grau) in Brunnen der Jahna-Aue I von 1992 bis 2001

¹ EU-Richtlinie vom 15. Juli 1980 – 80/778/EWG, ABI. EG Nr. L229, S. 11

genmerk gilt dabei der Nitratentwicklung im Fassungsbereich der Jahna-Aue I, da dieser die größte Förderrate aufweist.

Das zur Zeit geförderte Grundwasser ist wahrscheinlich zwischen 25 und 40 Jahre alt und spiegelt somit in etwa die Belastungssituation der 1960er - 1980er Jahre wider. Es wird vermutet, dass die Nitratbelastung aus der intensiven landwirtschaftlichen Bewirtschaftung dieser Zeit stammt.

Mit der vorliegenden Arbeit sollen Aussagen über die gegenwärtige Situation und die zukünftige Entwicklung der Nitratbelastung des Grundwassers getroffen werden, um Gefahren zu erkennen und rechtzeitig geeignete Gegenmaßnahmen ergreifen zu können. Die Ergebnisse dienen als Entscheidungsgrundlage für landes- und privatwirtschaftliche Einrichtungen.

Ziel dieser hydrogeologisch ausgerichteten Untersuchung ist es:

- durch räumliche Lokalisierung und Quantifizierung der Nitratbelastung, Identifikation der Nitratquellen und Bestimmung des NitratAuswaschungspotentials die aktuelle Nitratbelastungssituation des Grundwassers im Trinkwassereinzugsgebiet Jahna-Aue zu erfassen,
- über die Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone und den Nitrattransport in der gesättigten Zone das zukünftige Nitratbelastungsrisiko abzuschätzen sowie
- geeignete Maßnahmen zum nachhaltigen Schutz des Grundwassers vorzuschlagen.

Die multivariante Herangehensweise an dieses Thema kombiniert hydro- und isopenchemische Analysen des Oberflächen-, Boden- und Grundwassers zur Ermittlung der Nitratquellen und des Grundwasseralters mit der Anwendung verschiedener Verfahren zur Abschätzung der NitratAuswaschung für ein Gebiet mit mächtiger Lössüberdeckung des Grundwassers. Mit deren Kopplung an ein Grundwasserströmungsmodell kann die Nitratverteilung und -entwicklung im Grundwasser dargestellt werden. Die vorliegende Arbeit schafft damit ein neues Instrumentarium zur Bewertung des Nitratbelastungsrisikos in landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebieten.

2 Literaturübersicht

Das Problem der Nitratauswaschung wird schon seit über 50 Jahren untersucht und zum Teil kontrovers diskutiert. Vielerorts wurde seit den 1950er Jahren ein drastischer Anstieg der Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet und das sowohl in Deutschland und den Ländern der Europäischen Union als auch im außereuropäischem Ausland (siehe dazu OBERMANN, 1988; DUYNVELD ET AL. 1988; STREBEL ET AL., 1989; WEI ET AL., 1993). Auf Grund der Vielzahl an Literatur zu diesem Thema kann die Literaturübersicht keineswegs als vollständig angesehen werden. Kap. 2.1 stellt einen Ausschnitt über die Vielfältigkeit der aktuellen internationalen Forschung dar. In den anschließenden Kapiteln wird hauptsächlich auf die für Deutschland und die Modellierung relevanten Quellen eingegangen.

2.1 Nitratauswaschung - ein globales Problem

Stickstoff spielt als Nährstoff für Pflanzen eine entscheidende Rolle und kann limitierend auf die Primärproduktion wirken (MELLIO, 1995), obwohl er als N_2 mit einem Anteil von 78 % in der Atmosphäre ein unbegrenztes Reservoir darzustellen scheint. Allerdings macht die starke Dreifachbindung dieses Gas nahezu inert, so dass es nicht direkt für Pflanzen nutzbar ist. Die Pflanzen nehmen Stickstoff in Form von Nitrat oder Ammonium auf, der über Düngung (mineralisch oder organisch) in den Boden gelangt.

Überhöhte Stickstoffdüngung führt zur Nitratauswaschung, was zur Nitrat-Belastung des Grund- und Oberflächenwassers führt (BRADY, 1998). LIN ET AL. (2001) berechneten die globale Nitratauswaschung. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass die meisten Regionen der Erde mit einer jährlichen Stickstoffdüngung von über 100 kg/ha eine jährliche Nitratauswaschung von mindestens 20 kg/ha aufweisen und etwa 2,5 % der mit terrestrischen Ökosystemen bedeckten Fläche eine jährliche Nitratauswaschung von 30 kg/ha zeigt. Des Weiteren stellten sie fest, dass etwa 19 % des eingesetzten Stickstoffdüngers als Nitrat ausgewaschen werden. Zahlreiche Untersuchungen der letzten Zeit belegen, dass das Problem der Nitratauswaschung und somit der Belastung des Grundwassers, welches häufig als Trinkwasser verwendet wird, weltweit besteht.

So untersuchten MAEDA ET AL. (2003) die Nitratauswaschung unter einem Andisol in Japan und stellten fest, dass unter den japanischen Klimaverhältnissen (asiatischer Monsun) sowohl bei Verwendung mineralischen Düngers als auch bei der Anwendung von Kompost bei überhöhter Stickstoffzufuhr erhebliche Nitratmengen ausgetragen werden können. Auch in der

zentralen Region Thailands kommt es zu Nitratauswaschungen. ASADI ET AL. (2002) fanden heraus, dass für Mais bei einer Stickstoffdüngung über 150 kg N/ha kein signifikanter Ertragsgewinn mehr erfolgt, die Nitratausträge jedoch bedeutend ansteigen. Untersuchungen in der Gansu Provinz in China zeigen, dass durch den Anbau von Zwischenfrüchten bei Mais weniger Nitrat ins Grundwasser gelangt (LI ET AL., 2004). Weitere Forschungen rund um den Erdball belegen, dass mit optimierter Bewässerung und Düngung die Nitratauswaschung minimiert werden kann (Home ET AL., 2002; RAMOS ET AL., 2002; COSTA ET AL., 2002; RUELLE ET AL., 2003; FENG ET AL., 2004). Dahingegen scheint Nitratauswaschung ins Grundwasser bei Reisanbau auf Grund der relativ hohen Ammoniakausgasung und dem schnellen chemischen und mikrobiellen Abbau unter anaeroben Bedingungen (Denitrifikation) in den Tropen keine Rolle zu spielen, wie eine Studie von den Philippinen dokumentiert (BOUMAN ET AL., 2002). CHOWDARY ET AL. (2004) entwickelten ein gekoppeltes Bodenwasser- und Stickstoff-Modell speziell für die überfluteten Reisfelder Indiens.

RIMSKI KORSAKOV ET AL. (2004) wiesen für die Pampas Region in Argentinien nach, dass dort die Höhe der Nitratauswaschung enger an das Niederschlagsregime und den Ernteertrag als an den Bodentyp gekoppelt ist. Auch in Afrika ist die Nitratbelastung des Grundwassers ein Problem, was durch Untersuchungen in Kenya (HARTEMINK ET AL., 2000), Nigeria (OIKEH ET AL., 2003) und Marokko (SAADI & MASLOUHI, 2003) belegt wird.

Eine Vielzahl von Studien in Europa beweisen, dass die Nitratauswaschung hier ebenfalls ein aktuelles Thema ist. BENGTON ET AL. (2003) entdeckten eine Abhängigkeit der Nitratauswaschung von Dichte und Aktivität der Mikroorganismen in den Waldböden Schwedens. SAARIJÄRVI ET AL. (2004) betrachteten Grasland in Finnland und erkannten, dass dessen Schneiden und Beweiden keine Grundwasserbelastung hervorruft, Grünlandumbruch aber hohe Nitrateinträge ins Grundwasser bewirkt. WEBB ET AL. (2004) fanden in Großbritannien heraus, dass sich bei Beweidungszeiten über acht Monaten im Jahr die Nitratauswaschung deutlich erhöht. In den Niederlanden werden die sandigen Gebiete hauptsächlich für intensive Milchviehbetriebe genutzt und durch Ausbringung der organischen Ausscheidungen auf die Grünlandflächen ist die Nitratauswaschung ins Grundwasser dementsprechend hoch. Auf dem experimentellen Betrieb „De Marke“ wurde ein System entwickelt, welches die Stickstoffflüsse innerhalb des Betriebs genau berücksichtigt und die Stickstoffüberschüsse und somit die Nitratauswaschung ins Grundwasser deutlich reduziert (AARTA ET AL., 2001; BOUMANS ET AL., 2001; VELLINGA & HILHORST, 2001). DAUDEN & QUILEZ (2004) stellten eine Abhängigkeit der Nitratauswaschung bei Mais von Wetter und Boden fest und heben hervor, dass die

N-Auswaschung in mediterranen Gebieten hauptsächlich während der Vegetationsperiode (wegen Bewässerung) stattfindet. ASSIMAKOPOULOS ET AL. (2003) entwickelten eine GIS basierte Methode zur Identifizierung von landwirtschaftlich genutzten Böden und deren Eigenschaften hinsichtlich der N-Düngung für West-Griechenland. Weitere Untersuchungen zum Nitrataustrag und zur Nitratbelastung des Grundwasser wurden durch PEREZ ET AL. (2003) in Spanien, CAMEIRA ET AL. (2003) in Portugal, GARDI (2001) in Italien sowie ERSAHIN & KARAMAN (2001) in der Türkei durchgeführt. Auch in Deutschland wird intensiv an diesem Thema geforscht. So beschäftigten sich zum Beispiel Scheffer & Bartels (1998) mit der Frage, ob durch den Einsatz stabilisierter Stickstoffdünger der Nitrataustrag aus Sandböden verringert werden kann. BEHRENDT ET AL. (1999) bilanzierten die Nährstoffe in den Flussgebieten Deutschlands und KNAPPE ET AL. (2002) sowie MEIBNER ET AL. (2002) untersuchten den Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung bzw. Bewirtschaftungsänderung auf den Nitrataustrag.

2.2 Maßnahmen und rechtliche Regelungen zum Grundwasserschutz

Eine hohe Belastung von Grundwasser mit Nitrat stellt deshalb ein Problem dar, weil es häufig als Trinkwasser verwendet wird und es bei stark überhöhter Nitrataufnahme zu einer Störung der Sauerstoffaufnahme bei Säuglingen (Blausucht) und zur Bildung von krebserregenden Nitrosaminen im menschlichen Magen kommen kann (BORNEFF ET AL., 1999). Deshalb hat die Weltgesundheitsorganisation (WHO) für Trinkwasser einen Grenzwert von 45 mg NO₃/l (BOUMAN ET AL., 2002) festgelegt. Die USA und Kanada haben diesen Grenzwert übernommen (LIN ET AL., 2001; TAN ET AL., 2002), wohingegen in den EU-Mitgliedsstaaten, also auch in Deutschland, seit 1980 der Grenzwert von 50 mg NO₃/l gilt (siehe unten). Um diese Grenzwerte einhalten zu können, sind verschiedene Strategien und Maßnahmen in Bezug auf die Reduzierung der Stickstoffauswaschung entwickelt worden.

So wurden in den Niederlanden 1980 Stickstoffbilanzblätter als Instrument für milchproduzierende Betriebe eingeführt, welche weiterentwickelt und in das 1998 in Kraft getretene Mineral Accounting System (MINAS) zur Reduzierung der Nitrat und Phosphatauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden übernommen wurden (HANEGRAAF & DEN BOER, 2003). MINAS beruht auf der Hoftorbilanz und erlaubt steuerfreie Stickstoffüberschüsse von 40 bis 300 kg/ha und Jahr (OENEMA ET AL., 2004). Höhere Steuern und Kosten sind aber keine Garantie für ein gesichertes Nährstoffmanagement (ONDERSTEIJN ET AL., 2002) und für die Grenzwerteinhaltung von 50 mg Nitrat/l im Grundwasser (HANEGRAAF & DEN BOER, 2003).

Bei Milchviehbetrieben wurde ein Rückgang der Stickstoffüberschüsse auf 50 kg/ha und Jahr festgestellt, was aber nur geringe Auswirkungen auf die Grundwasserqualität hatte (WESTHOEK ET AL., 2004). SONNEVELD & BOUMA (2003) schlagen als zukünftige politische Strategien für die Niederlande folgende Punkte vor: (1) Förderung der Forschung mit dem Ziel der Verbesserung der Nährstoffeffizienz auf Betriebsebene, (2) Förderung des Erfahrungsaustausches zwischen Landwirten und Wissenschaftlern, (3) Schwerpunktsetzung in der politischen Entwicklung auf standort- und zeitspezifisches Management sowie Vorsorge durch standortspezifische Beratung über moderne Informations- und Kommunikationstechnologie, (4) klarere Richtlinien über das Grundwassermonitoring und Betrachtung der Grundwasserqualität von einer angepassten regionalen Perspektive sowie die Wahl der Grundwasserprobenahmestellen nach speziellen hydrogeologischen Gesichtspunkten.

Auch in Michigan (USA) wurde versucht die Nitratauswaschung unter anderem dadurch zu mindern, dass den Farmern finanzielle Vor- und Nachteile aufgezeigt wurden (SWINTON & CLARK, 1994; CHU ET AL., 1997).

In Deutschland gibt es seit längerem Bemühungen, die Nitratgehalte im Grundwasser gering zu halten, da die technische Aufbereitung belasteten Grund- und Trinkwassers sehr aufwändig und vor allem wesentlich kostenintensiver ist, als die Umsetzung gezielter Maßnahmen zur Vermeidung von Nitratreinträgen in das Grundwasser (vgl. ROHMANN, 1984; DVWK, 1994). Das Bundesministerium für Umwelt merkt dazu an, dass Grundwasserverunreinigungen auf Grund der langen Regenerationszeiten dieser Ressource Langzeitschäden sind. Das Grundwasser ist daher durch entsprechende Vorsorgemaßnahmen zu schützen (BORSENIUS, 1998). Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Nitratausträge setzen vor allem im Bereich der landwirtschaftlichen Bodennutzung an. Es existieren umfangreiche Maßnahmenkataloge, die von verschiedenen Stellen ausgearbeitet wurden (z.B. DBG, 1992; DVWK, 1994, 1996b; FREDE & DABBERT, 1998; LAWA, 2000; DVGW, 2004).

Zur Durchsetzung solcher Maßnahmen gibt es in Deutschland umfangreiche wasserrechtliche Regelungen mit Auswirkung auf den Grundwasserschutz, die aus verschiedenen Gesetzen und Verordnungen (Tab. 2-1) bestehen. Neben den in Tab. 2-1 aufgeführten Verordnungen für das Bundesland Sachsen, wurden und werden auch in anderen Bundesländern Anstrengungen zur Nitratminderung im Grundwasser unternommen. So trat 1988 in Baden-Württemberg die Schutzgebiets- und Ausgleichverordnung (SchALVO) in Kraft und 1992 entstand in Niedersachsen ein Kooperationsmodell zum Trinkwasserschutz. Ziel dieser Anstrengungen ist es, die Nitratausbringung in Wasserschutzgebieten zu reduzieren und die dadurch für die Landwirte entste-

henden wirtschaftlichen Nachteile auszugleichen. Zur Finanzierung dieser Ausgleichszahlungen wurde eine Trinkwasserentnahmegebühr erhoben. Diese Gebühr muß z.B. auch in Hessen und Brandenburg gezahlt werden.

Tab. 2-1: Auswahl von Gesetzen und Verordnungen mit Auswirkungen auf den Gewässerschutz und die Trinkwassergewinnung auf verschiedenen administrativen Ebenen

	International	Europa	Deutschland	Sachsen
Trinkwasser	<ul style="list-style-type: none"> • WHO 	<ul style="list-style-type: none"> • Trinkwasser-richtlinie 	<ul style="list-style-type: none"> • Trinkwasserverordnung (TrinkwV) 	<ul style="list-style-type: none"> • SächsSchAVO
Wasserrecht		<ul style="list-style-type: none"> • Grundwasser-richtlinie • Nitratrichtlinie • Wasserrahmen-richtlinie 	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserhaushaltsgesetz (WHG) 	<ul style="list-style-type: none"> • SächsWG
Düngerecht		<ul style="list-style-type: none"> • Nitratrichtlinie 	<ul style="list-style-type: none"> • Düngemittelgesetz • Düngeverordnung • Gülleverordnung 	
Sonstige	<ul style="list-style-type: none"> • Internationale Nordseeschutzkonferenzen (INK) • Oslo Paris Konvention (OSPAR) 		<ul style="list-style-type: none"> • Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes • Bundesbodenschutzgesetz 	<ul style="list-style-type: none"> • Verordnung des Landkreises Döbeln zur Festsetzung des Wasserschutzgebietes Jahna-Aue I, Jahna-Aue II und Jahna-Pulsitz

In den oben genannten Gesetzen und Verordnungen werden Handlungsspielräume einerseits durch Ge- und Verbote, andererseits durch Qualitätsziele, Richtwerte und Grenzwerte hinsichtlich der Wasserqualität eingeschränkt. Im Folgenden wird auf einige Regelungen genauer eingegangen.

Bei den **Internationalen Nordseeschutzkonferenzen (INK)** von 1987 und 1990 wurde eine 50 %ige Verringerung der Nährstoffeinträge für den Zeitraum 1985 - 1995 beschlossen. Zur Nordseeschutzkonferenz 1995 waren hinsichtlich des Stickstoffs lediglich 25 % bis 30 % der geforderten Verringerung erreicht (UBA, 1998).

Prioritäten der **OSPAR-Strategie** (OSPAR, 1998) zur Eutrophierungsbekämpfung sind u.a. die Erfüllung der EU-Nitratrichtlinie (1991), quellenorientierte Maßnahmen in bekannten Problemgebieten sowie Förderung der "guten fachlichen Praxis" in der Landwirtschaft (UBA, 1998). Die Bundesrepublik Deutschland hat ein "Gesetz zu internationalen Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes und des Nordostatlantiks"

(1994) erlassen, mit dem u.a. die Übernahme des OSPAR-Übereinkommens in die nationale Rechtsprechung geregelt wurde.

Die **EU-Trinkwasserrichtlinie** (1998) legt die Anforderungen an das zur Trinkwassergewinnung verwendete Grund- bzw. Oberflächenwasser sowie an das Wasser fest, das für den menschlichen Gebrauch bestimmt ist. Mit der am 01.01.2003 in Kraft getretenen "Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001" (TrinkwV, 2003) wurde die Richtlinie in nationales Recht umgesetzt. Die Qualität des Trinkwassers wird in der **Trinkwasserverordnung** (TrinkwV, 2003) durch Richt- und Grenzwerte geregelt. In der EU und Deutschland ist der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser mit 50 mg/l festgelegt. Der EU-Richtwert liegt jedoch bei 25 mg/l.

Die **Wasserrahmenrichtlinie** (2000) soll die bestehenden unterschiedlichen europäischen Wasserrichtlinien ersetzen und zentrale Prinzipien des Gewässerschutzes auf europäischer Ebene festlegen. Operatives Ziel der Richtlinie ist das Erreichen einer guten ökologischen Qualität der Oberflächenwässer und eines guten quantitativen und chemischen Zustandes des Grundwassers bis 2015.

Als Umsetzung der **EU-Nitratrichtlinie** (1991) gilt in Deutschland die **Düngeverordnung** (DVO, 1996), welche die Anwendung von Düngemitteln nach "guter fachlicher Praxis" regelt. Das heißt, dass "Düngemittel [...] zeitlich und mengenmäßig so auszubringen [sind], dass die Nährstoffe von den Pflanzen weitestgehend ausgenutzt werden können und damit Nährstoffverluste bei der Bewirtschaftung sowie damit verbundene Einträge in die Gewässer weitestgehend vermieden werden" (DVO, 1996, §2).

Auch im **Bundesnaturschutzgesetz** (BNatSchG, 2001) vom 15.11.2001 wurden aus naturschutzfachlicher Sicht Anforderungen an die "gute fachliche Praxis" der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft formuliert und die Förderung einer natur- und umweltverträglichen Landwirtschaft aufgenommen. Dabei soll das Bewirtschaftungsverfahren so gewählt werden, dass die natürliche Ausstattung der landwirtschaftlich bewirtschafteten Fläche nicht über das zur Erzielung eines nachhaltigen Ertrages erforderliche Maß hinaus beeinträchtigt wird.

In der **Sächsischen Schutz- und Ausgleichsverordnung für die Land- und Forstwirtschaft** (SächsSchAVO, 2002) sind wesentliche Bestandteile des sächsischen Förderprogramms "Umweltgerechte Landwirtschaft" integriert. Dazu gehören Auflagen zu Bewirtschaftungsmaßnahmen durch die Landwirtschaft in Wasserschutzgebieten mit dem Ziel, eine deutliche

Reduzierung der Nitratbelastung in den Grund- und Oberflächenwässern zu erreichen. Genannt seien Obergrenzen für Viehbesatzstärken und organische Düngemengen auf Acker- und Grünland, Zeitabschnitte mit Düngeverböten und Begrünungsgeböte.

Das **Wasserhaushaltsgesetz** (WHG, 1994) § 19 und das **Wassergesetz des Freistaates Sachsen** (SächsWG, 1993) § 48 bilden die rechtlichen Grundlagen für die Bemessung der Schutzzonen für Trinkwasserquellen in Sachsen. Diese Bemessung unterliegt bisher keinen einheitlichen Leitlinien. Sie wird einzelfallbezogen und als Individualverordnung ausgewiesen.

In der **Verordnung des Landkreises Döbeln zur Festsetzung des Wasserschutzgebietes Jahna-Aue I, Jahna-Aue II und Jahna-Pulsitz** (2001) sind unter anderem die Grenzen der einzelnen Schutzzonen festgelegt sowie Verböte und Nutzungsbeschränkungen definiert.

2.3 Stickstoffumsatz im Boden und Nitratverlagerung - Ansätze und Methoden

Als Quelle der hohen Nitratbefruchtung des Grundwassers wurde schon früh die intensive, nicht ausreichend an Standort und Pflanzenbedarf angepasste landwirtschaftliche Bodennutzung erkannt, die bis heute gegenwärtig ist (u.a. OBERMANN & BUNDERMANN, 1982; ROHMANN & SONTHEIMER, 1985; BACH 1987, 1990; SCHARPF & WEHRMANN, 1991, RÖDER ET AL., 1994, MEIBNER ET AL., 1995; SCHEFFER, 1997a, 1999).

Untersuchungen in Wasserschutzgebieten zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen steigenden Anteilen an Ackerfläche und Nitratgehalten im Rohwasser, insbesondere bei düngungsintensiven Feldfrüchten (FREDE ET AL., 1994). GUTSER & HAUKE (1994) stellen einen klaren Zusammenhang zwischen der Flächennutzung bzw. den damit verbundenen Stickstoffeinträgen und der Nitratkonzentration im Grundwasser fest. Auf Grund dieser Zusammenhänge wurden u.a. von SCHEFFER (1994) PAMPERIN ET AL. (2003) und EULENSTEIN ET AL. (2004) Empfehlungen für die gewässerschonende Bewirtschaftung in Wasserschutzgebieten sowie deren Effizienzkontrolle gegeben.

Nach wie vor sind Arbeiten über Nitrat und diffusen Stickstoffeintrag aktuell. So weisen z.B. SCHWEIGERT ET AL. (2004) durch Regressionsanalysen nach, dass neben den herbstlichen Niederschlägen auch die Oktobertemperatur einen entscheidenden Einfluss auf die Nitratgehalte in Boden und Grundwasser hat. Weiterhin beschäftigte sich MEIBNER (2003) mit diffusen Stickstoffeinträgen in Gewässer.

Neben Art, Menge und Zeitpunkt der Düngung sowie Bewuchs und Bewirtschaftung bestimmen Bodenart, Bodenaufbau, Klima und daraus folgend die Sickerwassermenge den Austrag von Nitrat. Mit dem Sickerwasser kann gelöst vorliegendes Nitrat aus der Wurzelzone in tiefere Bodenschichten und schließlich in den Grundwasserkörper verlagert werden. Der Zusammenhang zwischen Wasserhaushalt, Stickstofftransport und Nährstoffaustrag landwirtschaftlich genutzter Böden wurde vielfach untersucht (u.a. DUYNISFELD & STREBEL, 1985; DVWK, 1985; RENGER ET AL., 1989, RUSSOW ET AL. 1996; KNOBLAUCH ET AL. 1996, 1999; SCHEFFER, 1997b; MEIBNER, 2000; KNOBLAUCH, 2001; KNAPPE & HAFERKORN, 2001; FANK, 2001; ZUPANC ET AL., 2001; JUNEDI ET AL., 2003; SEEGER & MEIBNER, 2003). Außerdem wurden verschiedene Modelle und Arbeitsansätze zur Erfassung der Nitratverlagerung und zum Stickstoffumsatz entwickelt.

Entscheidende Größen für den Stickstoffumsatz im Boden und dessen Austrag ins Grundwasser sind der Wassergehalt des Bodens und die Grundwasserneubildungsrate. Nach DIN 4049 (1996) wird die Grundwasserneubildung als Zugang von infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser bezeichnet. Grundwasserneubildung ist also die Entstehung von Grundwasser aus Niederschlag und Oberflächenwasser durch natürliche Infiltration und Versickerung (DYCK & PESCHKE, 1989). In der Bodenkunde werden die Begriffe Sickerwasserrate und Sickerwassermenge für die Grundwasserneubildung, die aus Versickerung entsteht, verwendet (MÜLLER, 1997; WESSOLEK & TRINKS, 2003). Viele Modelle (auch die in dieser Arbeit genutzten) gehen davon aus, dass die Sickerwasserrate der Grundwasserneubildungsrate entspricht, so dass in der vorliegenden Arbeit die Begriffe gleichbedeutend sind. Für die Simulation des Wasserhaushalts und der Grundwasserneubildung gibt es eine Vielzahl von Modellen, genannt seien beispielhaft der Ansatz von RENGER ET AL. (1974), VERMO (GLUGLA ET AL., 1993), SIMPEL (HÖRMANN, 1998), BOWAM (DUNGER, 2002), BAGLUVA (GLUGLA ET AL., 2003).

Zu Stickstoffumsatz und -verlagerung existieren empirisch deterministische Modellansätze, z.B. von BACH (1987), SHAFFER (1991), MÜLLER (1997) und FREDE & DABBERT (1998). Für die vorliegende Arbeit wurde zur Bestimmung des Nitratauswaschungsrisikos u.a. der von der DBG (1992) erarbeitete und von MÜLLER (1997) methodisch umgesetzte Modellansatz angewendet. Es wird davon ausgegangen, dass sich das Risiko, mit dem Nitrat aus dem Boden ausgewaschen wird, näherungsweise über die relative Austauschhäufigkeit des Bodenwassers quantifizieren lässt. Diese wird über die jährliche Sickerwasserrate und die Feldkapazität im effektiven Wurzelraum bestimmt.

Die physikalisch deterministische Modellierung der Stickstoffdynamik im Boden erfordert die Kombination verschiedener bio- und physikochemischer Prozesse mit der Bodenwasser- und Vegetationsdynamik. In den letzten Jahren wurden etliche Bodenstickstoffmodelle für verschiedenste Fragestellungen entwickelt, z.B.: CANDY (FRANKO ET AL., 1995), EPIC (SHARPLY & WILLIAMS, 1990), ANIMO (GROENENDIJK & KROES, 1997) und RISK-N (GUSMAN & MARINO, 1999). Die Tauglichkeit von einigen Modellen (CANDY, DYNAMIT, MESO-N, Expert-N, Hermes, Minerva, SIMULAT, SWIM, WASMOD) für die Simulation der Stickstoffdynamik im mesoskaligen Bereich wurde in PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE (1997) diskutiert (Tab. 2-2).

Tab. 2-2: Übersicht über einige für die mesoskalige Stickstoffmodellierung geeignete Modelle und deren Eigenschaften

	CANDY	DYNAMIT	MESO-N ¹	Expert-N	Hermes	Minerva	SIMULAT	SWIM	WASMOD	mRISK-N
Wasserhaushalt										
Bodenwasserhaushalt	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Grundwasseranbindung	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+
Stickstoffumsetzung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Stickstofftransport										
Wurzelzone (WZ)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
WZ bis Grundwasser	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+
im Grundwasser	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+
Zeitliche Diskretisierung	1 d	1 d	1 d - 1 mo	0,00001 - 0,1 d	1 d	1 d		1 d	1 d - 1 a	1 d - 1 a
Parameterumfang	h	h	m	h	m	m	h	m	h	m-h

+ vorhanden

d Tag

h hoch

¹ für Festgestein

- nicht vorhanden

mo Monat

m mittel

a Jahr

Die meisten dieser Modelle wurden für die Schlag-Ebene konzipiert, werden aber auch im Einzugsgebietsbereich eingesetzt und liefern dort in etwa vergleichbare Ergebnisse. REICHE (1994), HUWE & TOTSCHKE (1995) und KENKEL (1999) haben beispielsweise Bodenstickstoffmodelle in kleineren Einzugsgebieten angewendet. Die Nachteile dieser Modelle liegen in der begrenzten Möglichkeit lateralen Fluss und Transport (Grundwasserfluss) darzustellen sowie in der Verfügbarkeit und Genauigkeit der benötigten Daten. Darum wurde von WRIEDT (2002a, 2004) das mRISK-N Modell konzipiert, welches sich an den Ansätzen von SHARPLY & WILLIAMS (1990), HÖRMANN (1998) und GUSMAN & MARINO (1999) orientiert. Dieses Programm bietet den Vorteil einer überschaubaren Menge an Eingabedaten, die auch qualita-

tiv abgesichert werden können, sowie die Möglichkeit sowohl Tages- als auch Monatswerte zu verwenden (Tab. 2-2). Es ist gut zu handhaben und besitzt mit dem Programm RISKNREGIO eine Übergabeschnittstelle zum Grundwassermodell MODFLOW. Auf diese Weise können sowohl Ist-Zustände als auch Prognosen für die räumliche und zeitliche Entwicklung des Nitrates im Grundwassers berechnet werden. Deshalb wurde in der vorliegenden Arbeit das Modell von WRIEDT (2002a, 2004) gewählt. Das mRISK-N Modell wurde bisher nur für das Einzugsgebiet des Schaugrabens (WRIEDT, 2004) mit oberflächennahem Grundwasser angewendet. In dieser Arbeit kommt es erstmals bei schweren Lössböden und oberflächenfermem Grundwasser zum Einsatz.

Die Kombination von Modellen zum Stickstoffumsatz und -verlagerung im Boden und Grundwassermodellen ist eine hervorragende Methode, um die räumliche Stickstoffverteilung im Grundwasser kleiner Einzugsgebiete darzustellen. Bislang haben erst wenige Untersuchungen diesen Ansatz verfolgt. MOLENAT & GASCUEL-ODOUX (2002) untersuchten den Stickstofftransport in einem pyritreichen Schieferaquifer in der Bretagne, PÄTSCH ET AL. (2003) ein pleistozänes Einzugsgebiet in Thülsfelde (Niedersachsen), DIANKOV ET AL. (2003) ein Gebiet in Chelopechene (Bulgarien) und WRIEDT (2004) den Schaugraben (Sachsen-Anhalt). Alle Arbeiten benutzten MODFLOW zur Grundwassermodellierung.

Die Strömungsvorgänge im gesättigten Bereich können näherungsweise durch mathematische Modelle beschrieben werden. Ziel der Modellbildung ist die mathematische Nachbildung der Grundwasserströmung in Abhängigkeit von den naturräumlichen Bedingungen. Anerkannte leistungsfähige Programme zur Grundwassermodellierung sind MODFLOW (MCDONALD & HARBAUGH, 1988) und FEFLOW (DIERSCH, 1998).

Zur Kalibrierung des mRISK-N Modells sind Untersuchungen des Bodenwassers und der Bodenfeuchte unumgänglich. Die Gewinnung des Bodenwassers kann mit Hilfe von Saugkerzen, die Bodenfeuchtemessung mittels TDR-Sonden vorgenommen werden. Dabei ist zu beachten, dass Saugkerzen gegenüber Lysimetern eine Tendenz zur Überbewertung von Stoffausträgen aufweisen und der zeitliche Versatz zwischen stoffaustragsrelevanten Landwirtschaftsmaßnahmen und deren Wirkung auf die Anionenkonzentration in der ungesättigten Bodenzone bei der Saugsondenmethode im Vergleich zu Lysimetern deutlich geringer ist. Saugsonden müssen als Punktaufnahmen angesehen werden. Repräsentative Aussagen werden daher nur anhand einer möglichst großen Wiederholungszahl möglich (RUPP ET AL., 1996).

Das gleiche gilt auch für die Bodenfeuchtemessung mittels TDR-Sonden. TÄUMER ET AL. (2003) stellten fest, dass Teilbereiche des Bodens nach Niederschlägen nicht befeuchtet werden. Auch RENNECKE ET AL. (2004) zeigten, dass auch bei relativ homogenem Substrat starke zeitliche und räumliche Schwankungen des Wassergehaltes in Böden auftreten können.

2.4 Grundwasseruntersuchungen

Um die Nitratbelastung des Grundwassers räumlich zu lokalisieren und zu quantifizieren ist es notwendig, dieses zu beproben und zu untersuchen. Dabei ist die richtige und repräsentative Probenahme von entscheidender Bedeutung, da sie die mit Abstand größte Fehlerquelle der Grundwasseruntersuchung darstellt. Deshalb wurden umfangreiche Regelwerke (LAWA, 1982, 1993, 1999; DVGW, 1988; DVWK 1981, 1982, 1992, 1997; DIN 1986) zur Grundwasserprobenahme geschaffen. Diese Regelwerke geben u.a. einen Überblick über die Messstellenarten und deren Bewertung. Bestehende Messstellen sollten nur Verwendung finden wenn ausreichende Informationen zur Messstelle und zur geologischen Zuordnung vorhanden sind.

Von einer repräsentativen Grundwasserprobenahme wird erwartet, dass sich "die in-situ-Verhältnisse eines Grundwasserleiters im Hinblick auf Konzentration und Stoffmuster der Inhaltsstoffe sowie der physikalischen und biologischen Eigenschaften widerspiegeln" (DVWK, 1997). Dazu muss die zu beprobende Messstelle abgepumpt werden, bis "das geförderte Wasser dem des umgebenden Grundwasserkörpers entspricht und nicht mehr von der Messstelle beeinflusst wird" (DVWK, 1992). Es wird empfohlen, das Wasser in der Messstelle mindestens 1,5 mal auszutauschen (DVWK, 1997) und die Förderrate an die Ergiebigkeit des Grundwasserleiters anzupassen.

Laut DVWK (1997) sind Saugpumpen, Unterwasser Motor (UWM) Pumpen und Schöpfer, nach vorherigem Abpumpen, geeignete Techniken zur Grundwassernahme für die Bestimmung von physikalischen und chemischen Grundwasserparametern. Die Leitkennwerte Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt sowie das Redoxpotential sind vor Ort zu messen. Die Probe ist repräsentativ, wenn sich die Gehalte über einen Zeitraum von fünf Minuten nur noch minimal ändern (DIN, 1986; DVWK, 1997; LAWA, 1995). Es ist ein Probenahmeprotokoll zu führen und die Grundwasserprobe schnellstmöglich ins Labor zu transportieren.

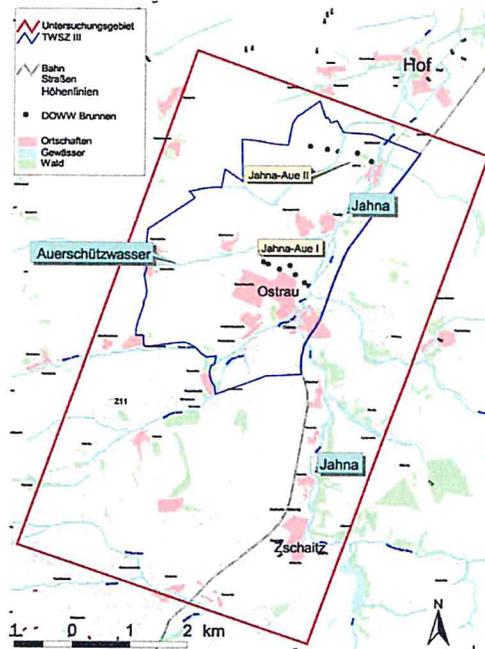
Allerdings lässt die alleinige Betrachtung der chemischen Konzentration von Nitrat keine gesicherten Aussagen über die Herkunft dieser gut löslichen Stickstoffkomponente zu. Eine

Vielzahl von Arbeiten (u.a. AMBERGER & SCHMIDT, 1987; BÖTTCHER ET AL., 1990; DURKA ET AL., 1994; WASSENAAR, 1995; KENDALL, 1998; CHOI ET AL., 2003) nutzen die Isotopenmethodik zur Bewertung der Stickstoffkomponenten und des Stickstofftransports. Sie belegen, dass die stabilen Isotope ^{15}N und ^{18}O des Nitrates als stoffinterne Tracer die Möglichkeit eröffnen, die unterschiedlichen Quellen des Nitrates zu erfassen. Somit kann die Ursache der Grundwasserbelastung benannt werden, da z.B. organischer Dünger, organische Bodensubstanz und mineralischer Dünger unterschiedliche Isotopensignaturen aufweisen. Deshalb wurden in der vorliegenden Arbeit die stabilen Isotope ^{15}N und ^{18}O des Nitrates analysiert und zur Identifikation der Nitratquellen herangezogen. Zum untersuchten Gebiet der Jahna-Aue lagen bislang keine Studien zu stabilen Isotopen vor.

Durch die Messung von Tritium ^3H und Helium (^3He und ^4He) lassen sich Aussagen zur Altersstruktur des Wassers machen (SOLOMON & COOK, 2000). Das Grundwasseralter stellt einen direkten Parameter für die Geschütztheit des Grundwassers dar (JORDAN, 1991), d.h. je älter das Wasser, desto geschützter der Grundwasserleiter. Da zur Beurteilung der Nitratbelastungssituation und des Nitratbelastungsrisikos des Grundwassers das Wissen über die mittleren Verweilzeiten des Wassers von entscheidender Bedeutung ist, wurden Tritium- und Heliumisotopenmessungen durchgeführt.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Abgrenzung und Lage



Das Untersuchungsgebiet ist in Abb. 3-1 dargestellt. Es befindet sich im Raum Ostrau-Zschätz in den sächsischen Landkreisen Döbeln und Torgau-Oschatz und umfasst auch die Trinkwasserschutzzone III der Wasserfassungen Jahna-Aue I, Jahna-Aue II und Jahna-Pulsitz mit einer Größe von 12,32 km².

Abb. 3-1: Lage des Untersuchungsgebietes

3.2 Naturräumliche Einordnung

Das zu betrachtende Areal gehört zum Norddeutschen Tiefland und wird dort der Naturregion der Lössgebiete und Becken der Mittelgebirgsschwelle, speziell dem Mittelsächsischen Lössgebiet bzw. Lösshügelland, zugeordnet (MEYNEN, 1953; MANNSFELD & RICHTER, 1995). MANNSFELD & RICHTER (1995) unterteilen das Lösshügelland noch weiter, so dass das Untersuchungsgebiet zum Döllnitz-Jahna-Lösshügelland zu rechnen ist, welches durch starke Reliefgliederung und Fahlerde-Parabraunerde-Böden charakterisiert wird.

Nach METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR (1953) liegt das Gebiet in der physisch geographischen Region des Sächsischen Berglandes (XIII) und dort im Bereich der Mittelsächsischen Rumpflatte.

Die Morphologie des Untersuchungsraumes ist außerhalb der Jahniederung flachwellig bis hügelig. Die Höhendifferenz beträgt etwa 105 m. Die höchste Erhebung liegt mit 226,4 m NN im Süden. Die niedrigsten Punkte (121 m NN) befinden sich bei Hof im Nordosten des Jahna-

tals, welches im Osten des Untersuchungsgebietes liegt und eine Streichrichtung von Südwest nach Nordost aufweist. Der Hauptvorfluter ist die Jahna. Sie entwässert nach Nordosten in die Elbe. Ein weiterer Vorfluter ist das Auerschützwasser, welches von Westen nach Osten in die Jahna entwässert, aber nur temporär Wasser führt.

3.3 Klima

Das Gebiet liegt im Klimabezirk des Mitteldeutschen Berg- und Hügelland-Klimas in der Zone des Thüringisch-Sächsischen Mittelgebirgsvorlandes (METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR, 1953). Es ist dem mäßig trockenen, schwach kontinental geprägten Binnenlandklima der unteren Lagen im Hügel- und Tiefland zuzuordnen (MANNSFELD & RICHTER, 1995).

Dieser kontinentale Einfluss macht sich vor allem im Frühjahr und Herbst bemerkbar, während im Sommer (Anfang Juni) maritime Luftmassen kühles, stark bewölktes und regnerisches Wetter bringen. Kontinentale trockene Sommer sind eher die Ausnahme. Im Winter wechseln sich die kontinentalen und maritimen Luftmassen ab, so dass es selten zu langanhaltenden Frostperioden kommt. Es ist ein ausgesprochenes Jahreszeitenklima. Westliche Winde herrschen vor (GOLDSCHMIDT, 1950). Die mittlere jährliche Niederschlagsmenge der Station Oschatz des Deutschen Wetterdienstes (DWD) lag zwischen 1983 und 2002 bei 623 mm, die mittlere jährliche potentielle Verdunstung nach PENMAN-WENDLING bei 648 mm.

3.4 Geologie

Das Untersuchungsgebiet gehört zum Mügelnener Buntsandstein-Zechstein Becken. Im Norden, etwa ab Hahnenfeld-Plotitz, schließt sich das Schiefergebirge der Elbtalzone an. Beide Komplexe werden durch die Lausitzer Störung voneinander getrennt. Im Untersuchungsgebiet werden die fast vollständig aus dem Pleistozän stammenden Lockersedimente von Ablagerungen des Unteren Buntsandsteins (Tonschiefer, Sandstein), des Zechsteins (Letten, Dolomit) und des Rotliegenden (Tuffe und Vulkanite) unterlagert (BARZANTNY & SCHMIDT, 1969).

Von großer Bedeutung für die Hydrogeologie des Gebietes ist der pleistozäne Flusslauf der vereinigten Freiburger Mulde und der Zschopau. Das zwischen dem 1. und 2. Eisvorstoß während der Elsterkaltzeit geschaffene Tal war nach WOLF (1978) die Hauptentwässerungsbahn der Schmelzwässer aus dem Döbelner Raum (Nordrand der Döbelner Stillstandslage). Aus der Periode der Döbelner Stillstandslage während des 2. Eisvorstoßes der Elster-Vereisung

stammen die als *Obere Döbelner Schotter* bezeichneten Endmoränen-Bildungen, zu denen auch Schmelzsande und -kiese gehören. Insgesamt handelt es sich um glazifluviale und fluviatile Mischbildungen mit mindestens drei Geschiebemergelbänken (Grundmoräne) zwischen den Schotterbänken. Dieser Rinnenfüllung fiel ein älterer, mit Beginn der Elster-II-Kaltzeit entstandener Schotterzug zum Opfer, die *Unteren Döbelner Schotter*, die eine pleistozäne Zschopauterasse vertreten (Riesaer Zschopaulauf). Laut WOLF (1978) sind sicher erkannte *Untere Schotter* erst bei Jahna erbohrt worden.

Im weiteren Verlauf des Pleistozäns wurden durch erneute Erosion und nachfolgende Sedimentation die Lagerungsverhältnisse überprägt. Im Hangenden dieser Ablagerungen werden 5 m bis 15 m mächtige Ablagerungen (Löss, Lösslehm, Lehm, Schluff) jungpleistozänen bzw. holozänen Alters angetroffen.

3.5 Boden

Das zu betrachtende Gebiet wird der Bodenregion der Löss- und Sandlösslandschaften zugeordnet (AG BODEN, 1994). Charakteristisch für dieses Areal sind die Lösssedimente der Weichsel-Kaltzeit, welche über 15 m Mächtigkeit erreichen können und das Ausgangssubstrat für die Bodenbildung darstellen. Im untersuchten Bereich kommen laut Konzeptbodenkarte des sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) elf Bodeneinheiten vor (Abb. 3-2, Tab. 3-1). Bodeneinheiten sind hierbei Kartierungseinheiten, die in Boden- und Substrattyp übereinstimmen. Der Siedlungsbereich wurde nicht bodenkundlich aufgenommen.

Der vorherrschende Bodentyp ist die tiefgründige Parabraunerde mit den Bodeneinheiten 2 und 3, wobei die Bodeneinheit 3 nur im Südosten des Gebietes auftritt.

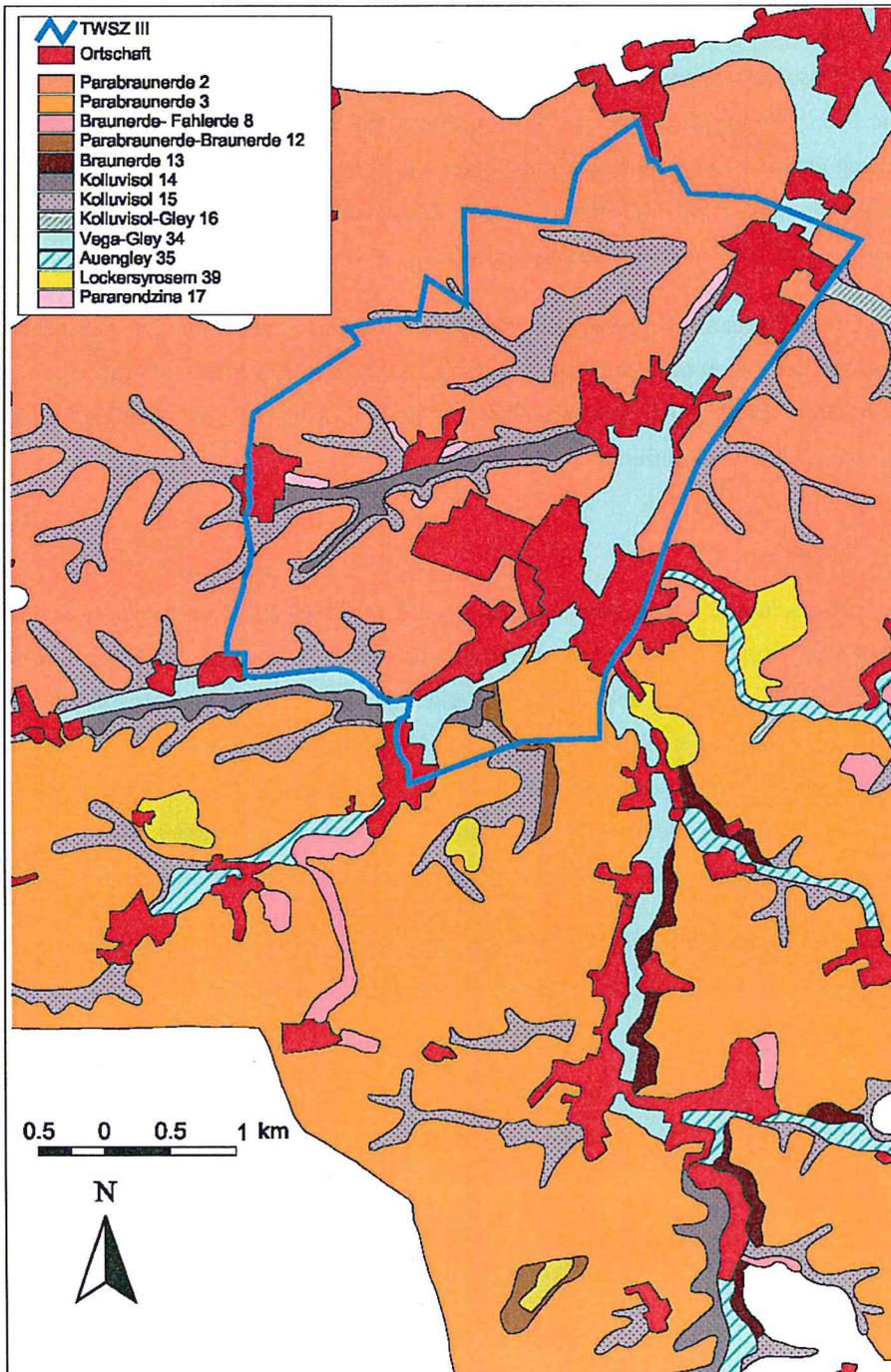


Abb. 3-2: Räumliche Verteilung der Bodeneinheiten im Untersuchungsgebiet (nach LfUG, 2000)

N_{\min} -Gehalte in dieser Region mit 58 kg/ha angegeben (Mitteilung der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2004). Es zeichnet sich ein rückläufiger Trend der NO_3 -N-Gehalte ab, der aber wegen der jährlichen Schwankungen dieser Gehalte statistisch nicht nachweisbar ist (Mitteilung der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2004). Allerdings führt die gewässerschonende Bewirtschaftung nach den Vorschriften der SächsSchAVO (2002) in Wasserschutzgebieten, im Vergleich mit konventionell bewirtschafteten Gebieten, zu geringeren NO_3 -N-Gehalten im Boden (STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, 2003).

Bei Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt gewinnen, in Abhängigkeit der Lage des Grundwasserleiters, auch tiefer liegende Ausgangssedimente an Bedeutung. Dabei wird der Boden bis zu seiner durch den Grundwasserspiegel gekennzeichneten Grenze in drei Zonen gegliedert:

1. verdunstungsbeeinflusste Zone (Infiltration, Wasserentzug durch Pflanzen und Versickerung führen zu stark wechselnden Wassergehalten)
2. Dränzone (ausschließlich abwärts gerichtete Wasserbewegung)
3. Kapillarwasserzone (wasserhaltige Schicht über der Grundwasseroberfläche, welche durch kapillar aus dem Grundwasser aufgestiegenes Wasser benetzt wird).

Nach dieser Definition ist der Boden der gesamte Bereich der ungesättigten Zone (Aerationszone) und kann nach DIN 4049 als Grundwasserüberdeckung behandelt werden. In der vorliegenden Arbeit wird von dieser Betrachtungsweise ausgegangen.

3.6 Landnutzung

Das Untersuchungsgebiet ist durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Im Trinkwasserschutzgebiet nimmt der Ackerbau mit etwa 70 % die größten Flächenanteile in Anspruch (genaue Aufteilung der Schläge und deren Fruchtfolgen siehe Abb. 5-19 in Kap. 5.1.2.1 und Anhang 1). Es folgen bebaute Flächen und Siedlungsbereiche (ca. 20 %) und Grünlandnutzung (ca. 7,2 %). Nur etwa 0,6 % (ca. 8 ha) sind bewaldet (Abb. 3-3 und Tab. 3-2).

Tab. 3-1: Bodeneinheiten im Untersuchungsgebiet nach der Konzeptbodenkarte des sächsischen LfUG (2000) und STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2000)

Bodeneinheit	Leitbodentyp		Substrattyp	Bodenart Oberboden	Bodenart Unterboden
2	Parabraunerde	LL	p-ö,p-ö/a-ö,uk-ö/p-ö,a-ö	Ut3	Ut3
3	Parabraunerde	LL	p-ö,p-ö/a-ö,uk-ö/p-ö	Ut3	Ut3
8	Braunerde-Fahlerde	BB-LF	p-ö,p-ö/p-s(Sg),l(Lg)	Ut2	Ut2
12	Parabraunerde-Braunerde	LL-BB	p-ö/p-(k)s(Sg), p-ö//p-(k)s(Sg)	Ut3	St2
14	Kolluvisol	YK	uk-ö//f-u,uk-ö/uz-ö, uk-ö//uz-ö	Ut3	Ut3
15	Kolluvisol	YK	uk-ö//p-ö,uk-ö/p-ö	Ut3	Ut3
16	Kulluvisol-Gley	YK-GG	uk-ö//f-u,t,uk-ö//fu,t,uk-ö	Ut3	Lu
17	Pararendzina	RZ	a-ö	Ut2	Ut2
34	Vega-Gley	AB-GG	f-u/f-t,f-u/f-s,f-l,uk-ö/f-u	Lu	Lt3
35	Auengley	GGa	f-u/f-t,f-u/f-s,f-l,uk-ö/f-u	Ut3	Lt3
39	Lockersyrosem	OL	oj-n(+R,^k,d), oj-(k)s	St2	St2

a-ö	äolischer Löss	oj-(k)s	Kippkiesführendersand
p-ö	periglazialer Löss	f-s	fluviatiler Sand
uk-ö	kolluvial umgelagerter Löss	f-u	fluviatiler Schluff
uz-ö	abgeschwemmter Löss	f-t	fluviatiler Ton
p-(k)s(Sg)	periglazialer kiesführender Sand aus Geschiebesand	f-l	fluviatiler Lehm über
oj-n(+R,^k,d)	Kippschutt aus Quarzporphyr, Kalkstein, Dolomitstein	//	über tiefem

Kolluvien bzw. Kolluvisole sind eigentlich vom Wasser oder Wind umgelagerte humose Bodensedimente von über 40 cm Mächtigkeit. Sie werden wegen ihrer großen Verbreitung in der Kulturlandschaft bei der Kartierung als eigene Bodeneinheit ausgewiesen (SCHACHTSCHABEL ET AL., 1998). Im Untersuchungsgebiet werden sie durch die Bodeneinheiten 14 und 15 repräsentiert und kommen unter anderem entlang des Auerschützwassers und nördlich von diesem vor. Sie können naturgemäß verschiedenste Böden überlagern und sind als umgelagerte Ackerböden mit Nährstoffen angereichert.

In der Umgebung der Jahna herrscht der Vega-Gley vor. Dabei handelt es sich um einen braunerdeähnlichen Boden in Auenlage, der durch Grundwassereinfluss vergleitet wurde. Auch dieser Boden ist tiefgründig, kann aber als Substrat außer Löss auch Lehm, Schluff, Ton und Sand aufweisen.

Des Weiteren sind vereinzelt Braunerde-Fahlerde, Parabraunerde-Braunerde, Pararendzina verschiedene Gleye und Lockersyrosem vorhanden (Abb. 3-2, Tab. 3-1).

Die mittleren Herbst NO₃-N-Gehalte der Böden im Bereich des Amtes für Landwirtschaft in Döbeln lagen zwischen 1996 und 2000 bei 116 kg/ha, für März 2003 wurden die mittleren

Tab. 3-2: Landnutzung in der TWSZ III nach StUFA Radebeul 1999 und eigener Kartierung 2002

Nutzung	Fläche	
	ha	%
Acker	869,8	70,6
Siedlungsflächen	246,4	20,0
Grünland	88,7	7,2
Sonderkulturen (Gartenbau, Obstplantagen)	18,3	1,5
Wald, Forst	7,9	0,6
Gewässer	0,9	0,1
Magerrasen	0,3	
Gesamt	1232,0	100,0

Das Untersuchungsgebiet ist also stark anthropogen beeinflusst. Die vorherrschende heutige potentielle natürliche Vegetation (pnV) wäre die Pflanzengesellschaft des trocken und wärme-liebenden Eichen-Hainbuchenwaldes (METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR, 1953; MANNSFELD & RICHTER, 1995; STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, 2000). In den Fließgewässerniederungen kämen auch Auenwälder vor (STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, 2000).

3.7 Hydrogeologie

Im Untersuchungsgebiet werden zwei wasserführende Gesteinskomplexe unterschieden, die durch eine Serie toniger Lagen voneinander getrennt sind. Der untere Komplex hat allerdings keinen bedeutenden Einfluss auf den für die Trinkwasserversorgung genutzten oberen Komplex (KRAFT & SCHRÄBER, 1968).

Der obere Komplex weist drei Grundwasserleiter auf. Diese sind die quartären Sande und Kiese (Hauptgrundwasserleiter), der Plattendolomit des Zechstein sowie eine Sandstein-Konglomerat-Folge des Unteren Buntsandstein (SBJESCHNI, 2002; Abb. 3-4 und Abb. 3-5).

Die Basis und die Lagerungsverhältnisse der Sedimente des Hauptaquifers wurden durch die elster-I-kaltzeitliche Zschopau (Oschatzer Zschopaulauf) und im bedeutenderen Maße durch die elster-II-kaltzeitliche Zschopau (Riesaer Zschopaulauf/subglaziale Erosionsrinne) geprägt.

Die Oschatzer Zschopau floss, aus der Döbelner Gegend kommend, westlich von Clanzschwitz in Richtung Norden, bog zwischen Hohenwussen und Rochzahn nach Nordwest ab und bewegte sich dort in einem flachen breiten Tal auf Casabra zu (Abb. 3-4). Der Riesaer Zschopaulauf bzw. die diesen Lauf vertretende subglaziale Erosionsrinne folgte zunächst der Oschatzer Zschopau bis etwa Clanzschwitz. Von dort verlief sie in nordöstliche Richtung.

Untersuchungsgebiet

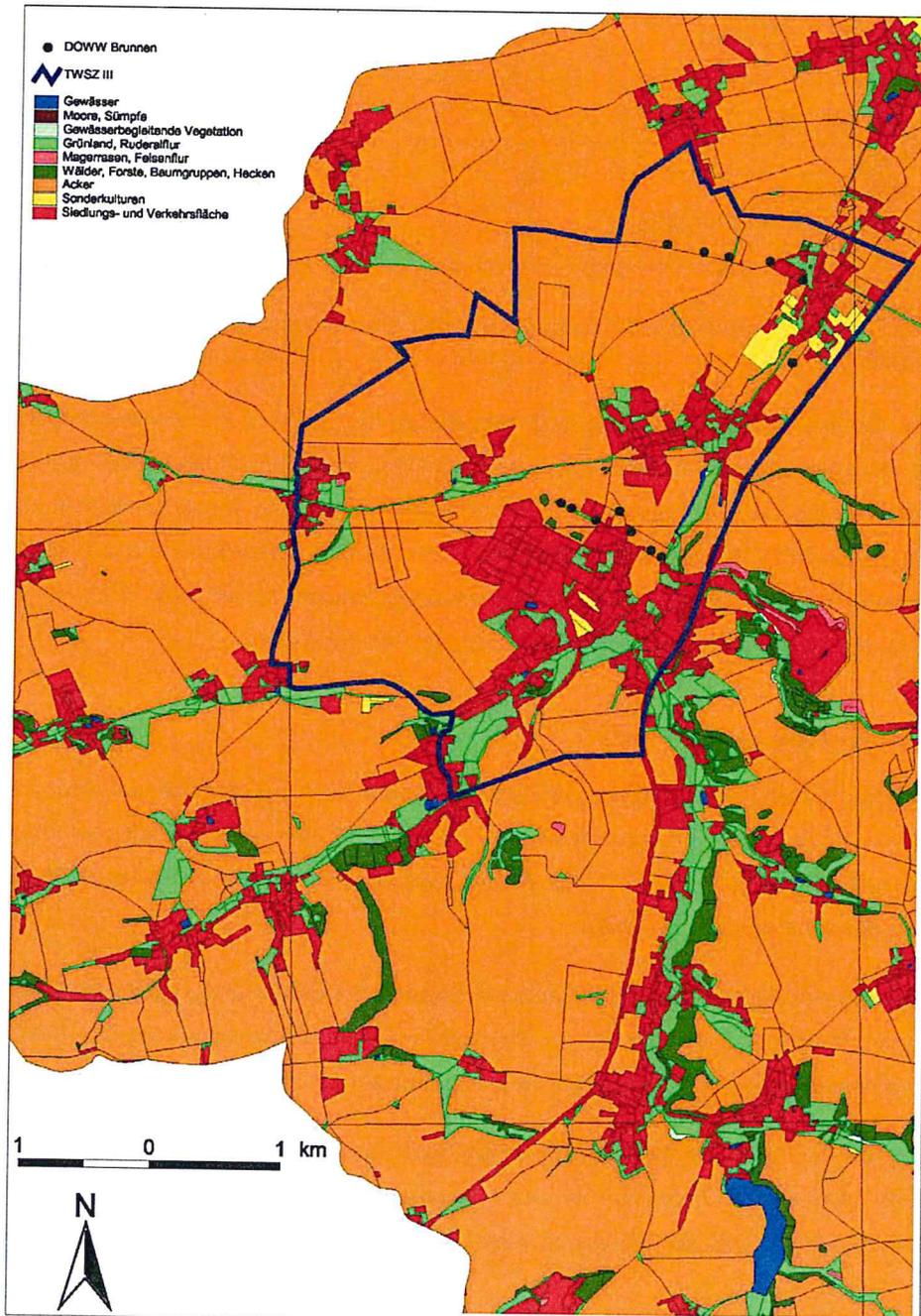


Abb. 3-3: Landnutzung im Untersuchungsgebiet (nach StUFA, 1999)

Untersuchungsgebiet

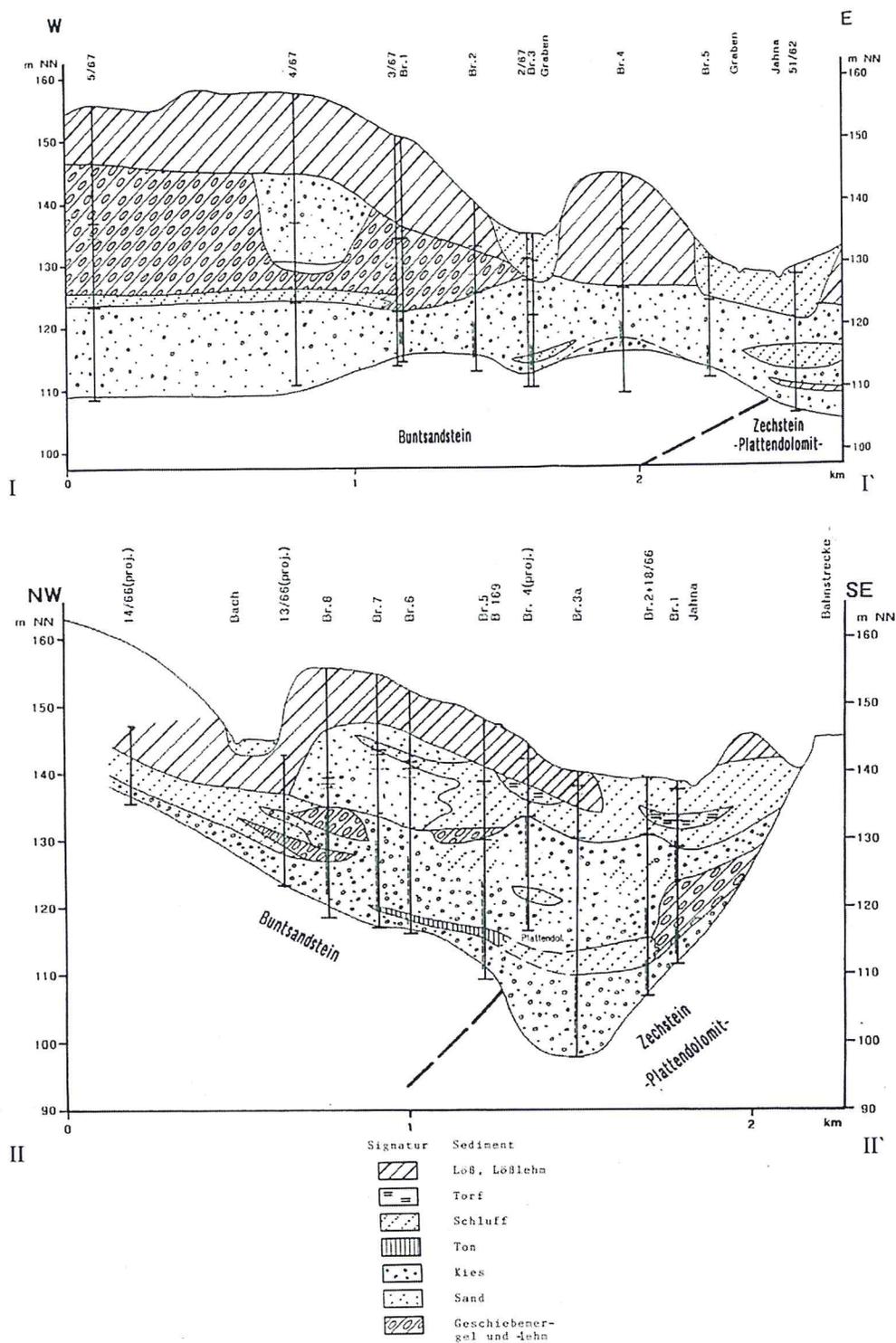


Abb. 3-5: Geologischer Schnitt durch die Jahna-Aue II (oben) und Jahna-Aue I (unten) (G.E.O.S., 1993)

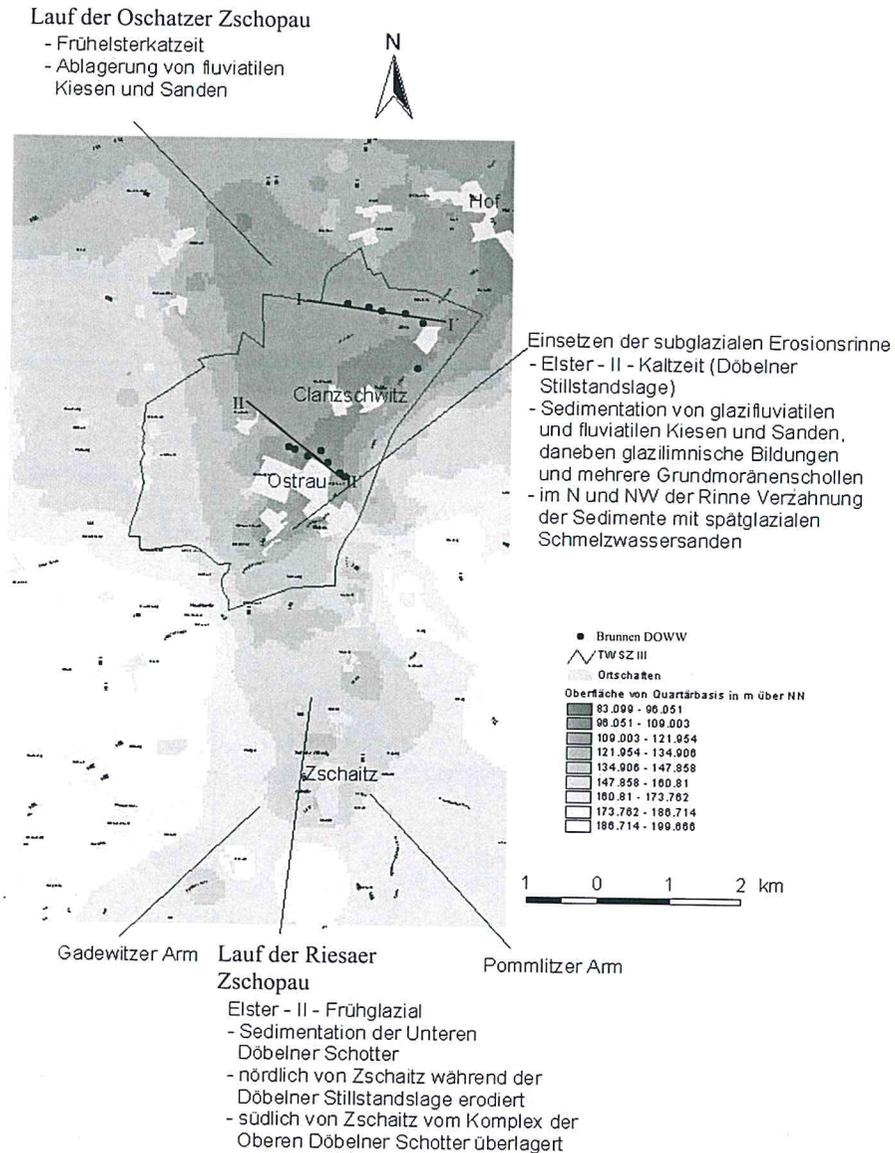


Abb. 3-4: Rinnenverlauf in der Quartärbasis des Untersuchungsgebietes mit Lage der geologischen Schnitte

G.E.O.S. (1993) berechneten für das Einzugsgebiet eine Grundwasserspense von 3,0 bis 3,2 l/s•km² und beschrieben nach Auswertung von Pumpversuchen die in Tab. 3-3 zusammengefassten Eigenschaften des Aquifers.

Tab. 3-3: Eigenschaften des Aquifers nach G.E.O.S. (1993)

Parameter	Jahna-Aue I	Jahna-Aue II
Filtrationskoeffizient k_f	$9 \cdot 10^{-4}$ m/s	$9 \cdot 10^{-4}$ m/s
Porosität n	25 %	25 %
GW-Gefälle i	0,0091	0,0083
GWL-Mächtigkeit M	15 m	10 m
Strömungswinkel α	140°	160°

Die Hauptgrundwasserfließrichtung im Bereich der subglazialen Erosionsrinne ist mit der Fließrichtung der Jahna als zentralem Vorfluter des Untersuchungsgebietes identisch und verläuft ab Ostrau von Südwest nach Nordost.

Unabhängig vom heutigen Einzugsgebiet der Jahna werden die Rinnensedimente von ihrem ehemaligen unterirdischen Einzugsgebiet gespeist. Das heißt, sie werden durch den frühesten II-kaltzeitlichen Riesaer Zschopaulauf bereits nordöstlich von Döbeln aufgefüllt (WOLF, 1978).

Für die hydrogeologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet spielt neben den quartären Sanden und Kiesen der Plattendolomit eine wesentliche Rolle. Dieser klüftig ausgebildete Grundwasserleiter tritt an den Randbereichen des Beckens über die Dolomit-Brüche (z.B. Pulsitz-Ostrau) direkt an die Oberfläche. Aus den Schichtenverzeichnissen ist ersichtlich, dass an mehreren Stellen innerhalb der subglazialen Erosionsrinne eine direkte (auch hydraulische) Verbindung zwischen dem pleistozänen Hauptgrundwasserleiter und dem Plattendolomit besteht (Abb. 3-5). Der Dolomit fällt in Richtung Jahna-Aue ein und wird dort von der subglazialen Erosionsrinne angeschnitten. REICHEL (1994) schätzt die k_f -Werte des Dolomites von $1 \cdot 10^{-4}$ bis $1 \cdot 10^{-3}$ m/s.

Der grobklastisch ausgebildete Untere Buntsandstein trägt ebenfalls zur Vergrößerung des unterirdischen Einzugsgebietes der pleistozänen Schotter bei, da in einigen Bohrungen auch hier eine direkte hydraulische Verbindung zwischen beiden besteht. Die Größe der übertretenden Wassermenge ist jedoch nicht bestimmbar (THIEM & SEELIGER, 1967). Der Verlauf bzw. die genaue Abgrenzung des unterirdischen Einzugsgebietes für den pleistozänen Grundwasserleiter im Bereich des Mügeln Beckens ist unter Einbeziehung der tieferen Grundwasserleiter (grobklastischer Buntsandstein und Plattendolomit) also nur schwer zu bestimmen.

Zwischen Ostrau und Pulsitz beträgt das Sohlgefälle 0,35 %. Zu den Rändern hin ist die Quartärbasis wesentlich steiler ausgeprägt. So beträgt der Anstieg nach Nordwesten zwischen Ostrau und Schmorren 3,5 % und nach Südosten sogar 6,5 %. Damit nimmt die Mächtigkeit des Grundwasserleiters vom Rinnentiefsten nach Südosten rasch auf wenige Meter ab und keilt schließlich am Grundgebirge aus. Nach Nordwesten verbreitert sich der Grundwasserleiter und verzahnt sich mit den Schottern des elsterfrühkaltzeitlichen Zschopaulaufes und Schmelzwassersanden und -kiesen, die von einer mehr oder weniger mächtigen Lösslehmdecke überlagert werden und zum Teil über Tage anstehen (SBJESCHNI, 2002).

Die Mächtigkeit der Rinnensedimente schwankt also stark. Sie liegt meist zwischen 10 - 20 m, erreicht aber stellenweise auch über 35 m. Im Allgemeinen ist eine Mächtigkeitszunahme von Südwest nach Nordost zu beobachten.

Das 5 - 15 m mächtige grobsandig bis feinkiesige Material des Oschatzer Zschopaulaufes nordwestlich von Clanzschwitz liegt über dem Unteren Buntsandstein. Unmittelbar darüber liegt elsterkaltzeitliches bindiges Material, dessen Mächtigkeit über 50 m betragen kann. Südöstlich von Clanzschwitz wurden die frühelsterkaltzeitlichen Schotter (Untere Döbelner Schotter) der Oschatzer Zschopau durch die Riesaer Zschopau erodiert, dessen Sedimente wiederum im Zuge der Döbelner Stillstandslage und der daraus resultierenden subglazialen Erosionsrinne abgetragen wurden (SBJESCHNI, 2002; Abb. 3-4). Da keine klare Abgrenzung zwischen den elsterkaltzeitlichen Sedimenten (Untere Döbelner Schotter, Rinnensedimente, spätglaziale Schmelzwassersedimente) möglich ist (EISSMANN, 1964), werden sie für die hydrogeologischen Betrachtungen als einheitlicher Komplex betrachtet.

Überlagert werden die beschriebenen Sedimente meist von einer fast einheitlichen 5 - 15 m mächtigen schlecht durchlässigen Löss- bzw. Lösslehmdecke. Nur vereinzelt stehen die Sedimente der Elster-II-Kaltzeit direkt unter dem Mutterboden an.

Die Durchlässigkeit der grobsandig bis feinkiesigen, z.T. mittel- und grobkiesführenden Sedimente ist durchweg gut. THIEM & SEELIGER (1967) geben k_f -Werte von 0,3 - $2,3 \cdot 10^{-3}$ m/s an.

Für die bindigen Sedimente wurden für Geschiebelehm-/mergel k_f -Werte von $1,3 \cdot 10^{-7}$ bis $5,8 \cdot 10^{-7}$ m/s und für die glazilimnischen Schluffe k_f -Werte von $2,5 \cdot 10^{-10}$ bis $5 \cdot 10^{-9}$ m/s ermittelt (BRAUSE ET AL., 1981).

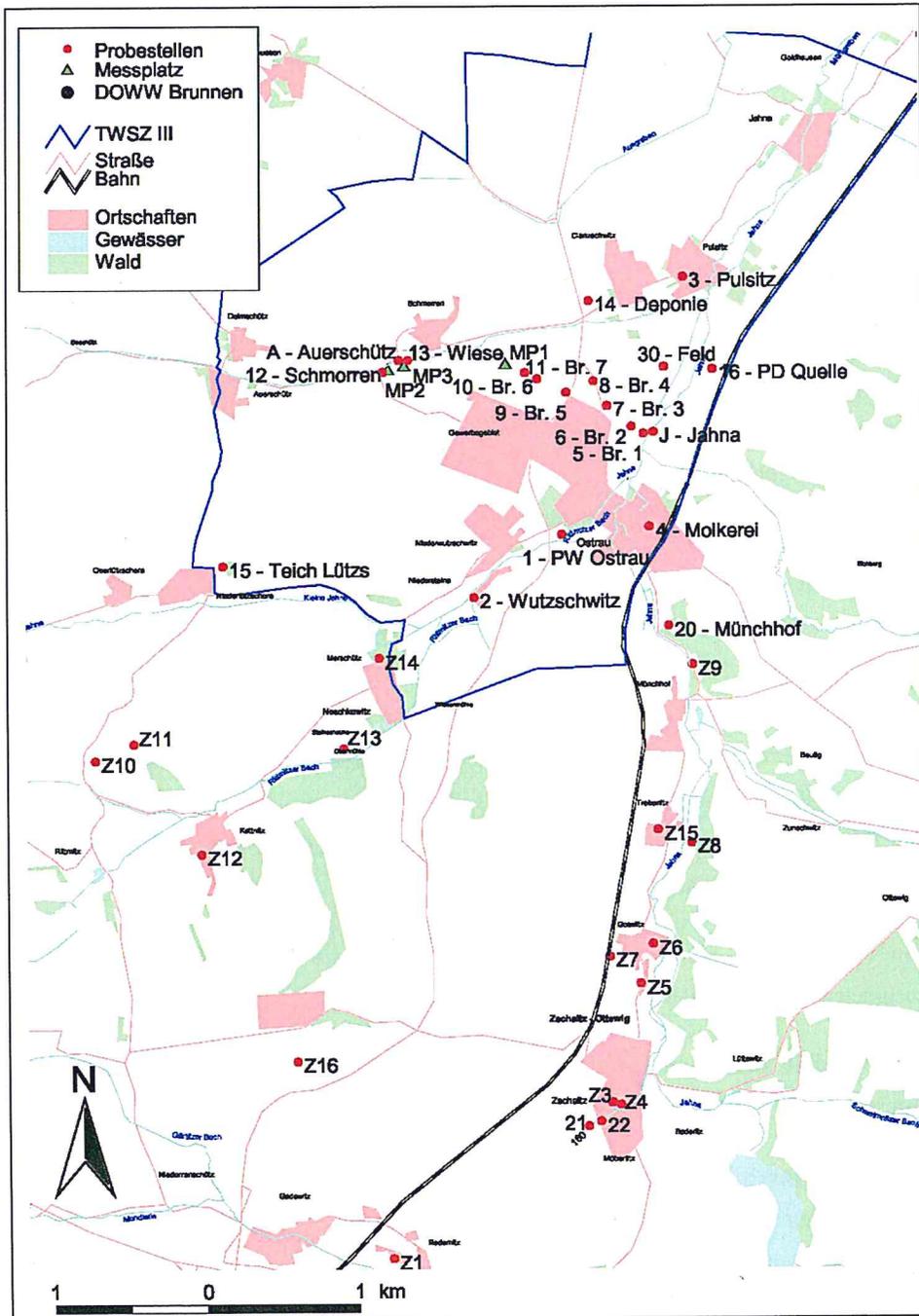


Abb. 4-1: Lage der Probenahmestellen und Messplätze

4 Methodik

4.1 Räumliche Lokalisierung und Quantifizierung der Nitratbelastung

4.1.1 Grundwasserqualität und -dynamik

4.1.1.1 Probenahme

Grundwasser

Zur Erkundung geeigneter Probenahmestellen wurden zunächst Informationen von der DOWW, dem sächsischen LFUG und dem Gesundheitsamt Döbeln zu eventuell schon vorhandenen Messstellen eingeholt. Zusätzlich wurden Stellen früherer Grundwasseruntersuchungen und -erkundungsbohrungen ermittelt. Es folgte eine Geländebegehung, um die Existenz und Tauglichkeit dieser Brunnen, Pegel und Quellaustritte als Messstellen zu überprüfen und weitere Probenahmemöglichkeiten zu erkunden.

Letztendlich wurden 34 Grundwasserentnahmestellen ausgewählt (1 bis 16, 20 bis 22, Z1 bis Z10, Z12 bis Z16; Z11 ist eine Oberflächenwasserprobenahmestelle; 17, 18 und 19 wurden verworfen; Abb. 4-1). Dazu gehörten die sieben Förderbrunnen der Galerie Jahna-Aue I (Probenahmestellen 5 bis 11). Hier wurde das geförderte Wasser im Brunnenschacht über einen Hahn entnommen. Das Gleiche gilt für die Förderbrunnen der Wasserhaltung Zschaitz-Möbertitz (Probenahmestellen 21, 22). Bei 3, Z2 und Z6 konnte das Wasser ebenfalls über einen Hahn entnommen werden, da es sich hierbei um gewerblich genutzte Brunnen handelt, die ständig Wasser fördern.

Die Messstellen 13, 14, 20, Z7 und Z16 sind Pegelrohre, aus denen das Wasser mit Hilfe von geeigneten Pumpen (siehe Kap. 2.4) gewonnen wurde.

Bei 15 und 16 handelt es sich um Quellaustritte des Grundwassers. Hier wurde das Wasser geschöpft.

Die verbleibenden Probenahmepunkte sind Schachtbrunnen, die zum Teil recht gut durchströmt werden. Laut DVWK (1992) sind diese unter Beachtung von Nutzungsbedingungen sowie entsprechender Interpretation der gewonnenen Daten nutzbar. Bei diesen Brunnen wurde gepumpt und geschöpft.

te der Probenahmen sowie der **Grundwasserflurabstand** wurden in Probenahmeprotokollen festgehalten (Anhang 3).

Die untersuchten Parameter und deren Analyseverfahren sind in Tab. 4-1 zusammengefasst. Detaillierte Methodenbeschreibungen sind Anhang 2 zu entnehmen.

Tab. 4-1: Wasseranalytik im Labor

Zu analysierende Parameter	Analytik
Kationen (NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+})	Ionenchromatographie mit DIONEX DX-100
Anionen (NO_3^- , NO_2^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-})	Ionenchromatographie mit DIONEX DX-120
Hydrogenkarbonat, gelöstes CO_2	Titration zu pH = 4,3 und pH = 8,2
DOC	Differenzenmethode zwischen Total Carbon und Inorganic Carbon mit Shimadzu 5050
$\delta^{13}\text{C-DIC}$	<i>Standard-Aufbereitungsverfahren:</i> Karbonatfällung und Umsetzung mit Phosphorsäure <i>Standardmessverfahren:</i> IRMS Delta S
$\delta^{18}\text{O-H}_2\text{O}$	<i>Standard-Aufbereitungsverfahren:</i> Equilibrierung mit CO_2 <i>Standardmessverfahren:</i> Delta S online mit EQ
$\delta^2\text{H-H}_2\text{O}$	<i>Standard-Aufbereitungsverfahren:</i> Chrom-Methode online <i>Standardmessverfahren:</i> Delta S online mit H-Device
$\delta^{34}\text{S-SO}_4^{2-}$	<i>Standard-Aufbereitungsverfahren:</i> Sulfatfällung <i>Standardmessverfahren:</i> Delta S online mit EA
$\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$, $\delta^{15}\text{N-NH}_4^+$	<i>Standard-Aufbereitungsverfahren:</i> Umwandlung zu Ammoniumsulfat /Kjeldahl-Methode <i>Standardmessverfahren:</i> Delta C online mit EA
$\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$	<i>Standard-Aufbereitungsverfahren:</i> Eluation des Nitrates mit Ionenaustauscher und Umwandlung zu Silbernitrat <i>Standardmessverfahren:</i> Delta S online mit Pyrolyse
Tritium ^3H	Flüssigszintillationsspektrometrie mit Quantlus 1220
Heliumisotope ^3He und ^4He	Massenspektrometrie

Isotopenchemische Grundlagen

Man unterscheidet stabile und radioaktive Isotope. Radioaktive Isotope sind durch ihre Zerfallskonstanten bzw. Halbwertszeiten gekennzeichnet, während die stabilen Isotope in vorstellbaren Zeiträumen nicht zerfallen.

Auf Grund ihrer verschiedenen Massen zeigen die einzelnen stabilen Isotope eines Elementes ein unterschiedliches physikalisches und chemisches Verhalten. Die unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften der Moleküle, die aus schwereren bzw. leichteren

Bis auf Probenahmestellen 3 und 14 befinden sich alle im Anstrom der Brunnengalerie Jahna-Aue I. Außerdem liegen sie alle im quartären Hauptgrundwasserleiter. Ausgenommen sind die Entnahmestellen 16 und 20, die das Wasser des Plattendolomits repräsentieren.

Ab Januar 2002 wurden zunächst 14 Punkte (Probenahmestellen 1 bis 14) im Trinkwasserschutzgebiet ca. alle sechs Wochen beprobt. Ab 2003 kamen die Probenahmestellen 15, 16 und 20 hinzu. Im November 2003 und März 2004 wurden an 18 weiteren Punkten (21, 22, Z1 bis Z16) im südlichen Anstrombereich des Trinkwasserschutzgebietes Probenahmen durchgeführt (Abb. 4-1). Die Probenahmekampagne endete im März 2004.

Oberflächenwasser

Da das Oberflächenwasser als potentielle Nitrateintragsquelle für das Grundwasser in Erwägung zu ziehen ist, wurde es in die Untersuchungen einbezogen. Das bedeutendste oberflächliche Fließgewässer des Untersuchungsgebietes ist die Jahna. Als weiterer Vorfluter wurde das Auerschützwasser beprobt, welches in die Jahna mündet aber nur temporär Wasser führt. Bei beiden Gewässern wurden, im gleichen Rhythmus wie beim Grundwasser, an je einer Stelle Wasserproben gewonnen (A=Auerschütz, J=Jahna, Abb. 4-1). Zusätzlich wurde das Wasser des Stausees in Baderitz, des Teiches in Ostrau sowie Z11 analysiert.

4.1.1.2 Wasseranalytik und Isotopenauswertung

Untersuchte Parameter

Nach Ermittlung der Leitkennwerte, entsprechender Probenbehandlung im Feld (Anhang 2) und Abfüllung in geeignete Flaschen wurde das Wasser schnellstmöglich ins Labor transportiert. Dort wurde es auf die ausgewählten hydrochemischen und isotonenchemischen Parameter hin untersucht (Tab. 4-1, Anhang 2). Bis auf die Heliumanalysen, die am Institut für Umweltphysik und Ozeanographie der Universität Bremen durchgeführt wurden, sind alle Parameter in den entsprechenden Laboren des UFZs analysiert worden. Lagen die Werte unter der Nachweisgrenze wurden sie mit Null angegeben.

In Bezugnahme auf einschlägige Regelwerke (DIN, 1986; DVWK, 1997; LAWA, 1995) wurden die Leitkennwerte (Feldparameter) **Temperatur**, **pH-Wert**, **Leitfähigkeit**, **Sauerstoffgehalt** und **Redoxpotential** mittels Messsonden unmittelbar vor Ort ermittelt. Dies geschah beim Grundwasser in einer oberirdisch nachgeschalteten Durchflussmesszelle. Sämtliche Kennwer-

Isotopen bestehen, führen zu Isotopieeffekten. Diese bewirken eine Veränderung der Isotopenverhältnisse in den Substanzen, die Isotopenfraktionierung.

Es wird zwischen Gleichgewichts- oder thermodynamischen Isotopieeffekten und kinetischen Isotopieeffekten unterschieden. Gleichgewichts isotopieeffekte haben ihre Ursache in der Abhängigkeit der Bindungsenergie von der Atommasse. Wenn in einem Molekül ein leichtes durch ein schwereres Isotop ersetzt wird, bleiben Kernladung und Elektronenverteilung gleich. Da schwerere Isotope jedoch niedrigere Schwingungsniveaus besetzen als leichte, ist ihre Bindungsenergie in einem Molekül etwas größer als die des Moleküls mit dem leichten Isotop, d.h. Moleküle mit leichten Isotopen sind reaktionsfreudiger. Bei steigender Masse der Elemente sinkt der relative Massenunterschied, so dass die Energieniveaus verschiedener Moleküle bei schwereren Elementen relativ näher beieinander liegen. Die Fraktionierung der Isotope ist damit bei schweren Elementen in der Natur kleiner als bei leichten.

Die kinetischen Isotopieeffekte treten neben den Gleichgewichts isotopieeffekten auf und beschreiben die Veränderung der Isotopenverhältnisse in einem Reaktionsprozess. Sie stehen meist im Zusammenhang mit schnellen, unvollständigen und in eine Richtung verlaufenden Vorgängen wie Verdampfung, Diffusion und Dissoziation. Die Effekte im Zusammenhang mit Diffusion und Verdampfung lassen sich durch die unterschiedlichen Translationsgeschwindigkeiten der verschiedenen Moleküle erklären. So können leichte Moleküle rascher aus einem System herausdiffundieren als schwere oder schneller von einer flüssigen in eine gasförmige Phase übergehen. Wie oben erwähnt, sind Moleküle, die das schwere Isotop eines Elements enthalten, stabiler und haben somit höhere Dissoziationsenergien als die mit dem leichten Isotop desselben Elementes. Kinetische Isotopieeffekte, die auf solchen Dissoziationsenergien beruhen, können insbesondere bei biologischen Reaktionen außerordentlich groß sein, weil dabei die Reaktionsprodukte kontinuierlich durch den Metabolismus der Lebewesen aus der Reaktionskette entfernt werden. Generell werden bei biologischen Prozessen die leichten Isotope eines Elementes im Organismus gegenüber den schweren angereichert. (STOSCH, 1999)

Isotopieeffekte sind auf Grund der Masse und Bindungsenergie unterschiedlich stark Temperatur abhängig. So wird beispielsweise das $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Isotopenverhältnis im CO_2 in Grund- oder Thermalwässern signifikant durch die Wassertemperatur bestimmt.

Eine wichtige Definition in der Isotopenchemie ist der Fraktionierungsfaktor α zwischen zwei Substanzen A und B:

$$\alpha = R_A/R_B \quad \text{Gl. 1}$$

$$R = C_{\text{schweres Isotop}}/C_{\text{leichtes Isotop}}$$

Statt der absoluten Konzentration stabiler Isotope verwendet man bei der Auswertung der Isotopenanalysen Isotopenverhältnisse (Anteil des schweren gegenüber des leichten Isotopes eines Stoffes). Deren Bestimmung erfolgt mit Hilfe der Massenspektrometrie. In der Regel wird dabei die relative Differenz des Isotopenverhältnisses eines Isotopes in der Probe gegenüber dem Isotopenverhältnis des Isotopes in einem Standard gemessen. Diese Differenz wird mit dem sogenannten δ -Wert angegeben (CLARK & FRITZ, 1997):

$$\delta_{\text{Probe}} = (R_{\text{Probe}} - R_{\text{Standard}}) / R_{\text{Standard}} \cdot 1000 \text{ [‰]} \quad \text{Gl. 2}$$

Als Standards für Isotopenverhältnisse werden zum Beispiel der atmosphärische Stickstoff ($\delta^{15}\text{N}$), der PeeDee-Belemnit (PDB - $\delta^{13}\text{C}$), der Canon Diabolo Troilit (CDT - $\delta^{34}\text{S}$) oder der Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW - $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$) verwendet.

$\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$ des Nitrates

Stickstoff besteht aus zwei stabilen Isotopen mit den Massenzahlen 14 (natürliche Häufigkeit 99,64 %) und 15 (0,36 %) (HOEFS, 1996). Das größte Stickstoffreservoir ist die Atmosphäre, deren $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -Verhältnis weltweit konstant ist (0,3663 Atom% ^{15}N) und somit als Referenzwert $\delta^{15}\text{N}_{\text{air}} = 0 \text{ ‰}$ (Standard, siehe oben) verwendet wird (CLARK & FRITZ, 1997).

Sauerstoff besteht aus drei stabilen Isotopen mit den Massenzahlen 16 (natürliche Häufigkeit 99,63 %), 17 (0,0375 %) und 18 (0,1995 %) (HOEFS, 1996). In der Hydrogeologie beschränkt man sich in der Regel auf die Analyse von ^{16}O und ^{18}O . Als Standard für das $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Verhältnis (0,2039 Atom% ^{18}O) ist der Vienna Standard Mean Ocean Water definiert (CLARK & FRITZ, 1997).

Die am Wesentlichsten an der Fraktionierung der Stickstoffisotope beteiligten Prozesse sind:

- die Nitrifikation $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$ mit $\alpha = 1,015-1,035$
- die Denitrifikation $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NH}_4^+$ mit $\alpha = 1,000-1,033$ und
- die Ammoniakausgasung $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$ mit $\alpha = 1,025-1,027$ (HÜBNER, 1986).

Da synthetische Dünger über das Haber-Bosch-Verfahren aus atmosphärischem Stickstoff hergestellt werden, haben diese $\delta^{15}\text{N}$ -Werte um $0 (\pm 4) \text{‰}$ (WASSENAAR, 1995; KENDALL & ARAVENA, 2000). Außerdem enthalten sie atmosphärischen Sauerstoff. Laut AMBERGER & SCHMIDT (1987) variieren die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in synthetischen Düngern zwischen +18 und +22 ‰.

Organische Dünger wie Stallmist, Jauche und Gülle haben höhere ^{15}N -Gehalte als synthetische Dünger (Abb. 4-2). Die ^{15}N -Anreicherung ist hauptsächlich auf die Ammoniakausgasung zurückzuführen, bei der $^{14}\text{N}\text{-NH}_4^+$ schneller ausgast als $^{15}\text{N}\text{-NH}_4^+$ (KENDALL, 1998).

Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte des gesamten Bodenstickstoffs, der zu 95 % aus organisch gebundenem Stickstoff besteht (SCHACHTSCHABEL ET AL., 1998) und von dem jährlich 2 % mineralisiert werden (FREDE & DABBERT, 1998), variieren von -10 bis +15 ‰, wobei die meisten Werte zwischen +2 und +5 ‰ liegen. Kultivierte Böden sind mit etwa $0,65 \pm 2,6 \text{‰}$ gegenüber unkultivierten Böden ($2,73 \pm 3,4 \text{‰}$) isotopisch an ^{15}N abgereichert (KENDALL & ARAVENA, 2000). Mineralisierung und die ihr folgende Nitrifikation sind wahrscheinlich die Hauptgründe für die ^{15}N -Anreicherung im Gesamtbodenstickstoff. Aber auch andere Prozesse können einen Anstieg der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte des Nitrates mit zunehmender Tiefe bewirken. So ist zum Beispiel die inverse Korrelation der Nitrat- $\delta^{15}\text{N}$ -Werte und der Nitratkonzentration unter ackerbaulich genutzten Flächen auf die steigende Denitrifikation mit zunehmender Tiefe zurückzuführen (KENDALL & ARAVENA, 2000).

Auch der ^{18}O -Gehalt des biologisch entstandenen Nitrates unterscheidet sich von dem des synthetisch produzierten, da nur eines der drei Sauerstoffatome aus der Atmosphäre stammt. Die anderen beiden kommen aus dem Wasser, welches gegenüber der Atmosphäre deutlich an ^{18}O abgereichert ist (CLARK & FRITZ, 1997).

Die oben genannten Erkenntnisse sind in Abb. 4-2 zusammengefasst. Aus ihr lässt sich die Herkunft des Nitrates ableiten.

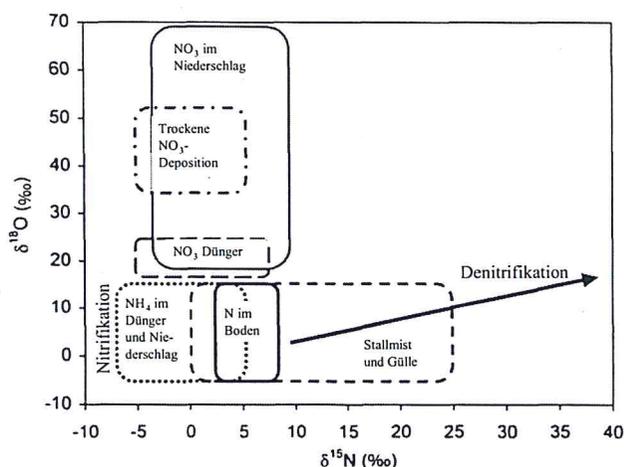


Abb. 4-2: Schema typischer Variationen von $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$ im Nitrat und deren Entwicklung bei Denitrifikation (aus KENDALL, 1998)

Altersbestimmung des Grundwassers

Die Altersbestimmung des Grundwassers im Untersuchungsgebiet erfolgte mittels des radioaktiven Isotops Tritium ^3H in Verbindung mit den Heliumisotopen ^3He und ^4He . Außerdem wurden vorhandene FCKW-Messungen (G.E.O.S., 1999) neu ausgewertet und zur Altersbestimmung und vor allem zur Ermittlung der Jungwasseranteile (Wasser jünger als 50 Jahre) mit herangezogen.

Tritium ist mit einer Halbwertszeit von etwa 12,3 Jahren ein relativ kurzlebiges Isotop des Wasserstoffs, welches unter Abgabe von β -Strahlung zum seltenen stabilen Isotop ^3He zerfällt, deshalb wurde die kombinierte Messung dieser Isotope vorgenommen. Tritiumkonzentrationen werden als absolute Konzentrationen in Tritiumeinheiten (TU - tritium units) angegeben. Es wird also kein Referenzwert benötigt. Eine Tritiumeinheit entspricht einem ^3H -Atom auf 10^{18} Wasserstoffatomen (CLARK & FRITZ, 1997).

Helium liegt in den stabilen Isotopen ^3He und ^4He vor. Da das $^3\text{He}/^4\text{He}$ -Verhältnis in der Atmosphäre mit etwa $1,384 \cdot 10^{-6}$ relativ konstant ist, wird dieses als Standard genommen (MALOSZEWSKI & ZUBER, 1996). Das $^3\text{H}/^3\text{He}$ Alter einer Grundwasserprobe wird wie folgt berechnet:

$$t = \ln((^3\text{He}/^3\text{H})+1)/\lambda$$

Gl. 3

wobei λ der Halbwertszeit des Tritiums von 12,3 Jahren entspricht und als ^3He nur das tritiumgene ^3He berücksichtigt werden darf (SOLOMON & COOK, 2000). Bei der Berechnung des Grundwasseralters wurde von einem Piston-Flow (Anhang 4) ausgegangen.

Als weitere Methode zur Altersbestimmung und vor Allem zur Ermittlung der Jungwasseranteile wurde eine kombinierte Tritium- und FCKW-Messung (G.E.O.S., 1999) ausgewertet.

Dazu wurde das Programm MULTIS (RICHTER & SYMCZAK, 1992) benutzt, welches isoto-penhydrogeologische Daten auf der Grundlage gekoppelter konzeptioneller Boxmodelle auswertet. Diese Modelle ignorieren räumliche Variationen und der ganze Aquifer wird als homogen angenommen. Einflüsse wie Retardation, Sorption, Abbau usw. werden nicht berücksichtigt. MULTIS kann u.a. Tritiummesswerte und darüber hinaus Daten eines nutzerdefinier-ten Tracers auswerten, in diesem Falle die FCKW-Spezies F11, F12, F113 und $^3\text{H}+^3\text{He}$.

Da die Tritium- (IAEA/WMO-GNIP Daten der UFZ Wetterstation Leipzig) und FCKW-Werte (OSTER ET AL., 1996) des Niederschlags für die letzten 50 Jahre bekannt sind, kann MULTIS in Abhängigkeit des Jahres der Grundwasserneubildung den Gehalt an Tritium oder der entsprechenden FCKW-Spezies berechnen, die derzeit im Grundwasser vorliegen müssen. Diese Gehalte wurden für Grundwasserneubildungszeitpunkte von heute bis vor 50 Jahren ermittelt. Dabei kann man Tritium als radioaktiven Tracer oder, in Verbindung mit dem tritiumgenen ^3He , auch als stabilen Tracer betrachten. Da die Betrachtung als stabiler Tracer exaktere Aussagen zulässt, wurde mit dieser Variante gerechnet.

Bei der weiteren Berechnung der Jungwasseranteile wurde von einer Zwei-Komponenten-Mischung ausgegangen. Die eine Komponente war das tritiumhaltige junge Wasser mit den aus der MULTIS Rechnung bekannten Werten, die andere Komponente war das tritiumfreie alte Grundwasser. Stellt man unterschiedliche Mischungsverhältnisse in einem Diagramm dar, und trägt die gemessenen Wertepaare in dieses ein, können die Jungwasseranteile (und dessen Alter) der einzelnen Proben bzw. Probenahmestellen abgelesen werden (siehe Kap. 5.1.1.4).

Da das genaue Fließverhalten des Grundwassers nicht bekannt ist, wurde die Kurve für verschiedene Modellannahmen berechnet, zum einen mit einem in Reihe geschaltetem Exponentialmodell und Piston-Flow-Modell (mit einem Volumenanteil von 20 %, 50 % und 80 % des Exponentialmodells; Anhang 4) und zum anderen mit einem Dispersionsmodell (Dispersionsparameter 0,001, 0,1 und 1; Anhang 4).

Bei den bisher beschriebenen Verfahren erhält man die mittleren Verweilzeiten des Wassers seit dem Eintritt ins Grundwasser. Die Zeit für die Passage durch die ungesättigte Zone bleibt dabei unberücksichtigt, da durch den Gasaustausch mit der Atmosphäre in der Bodenluft in etwa die gleichen FCKW-Konzentrationen wie in der Atmosphäre vorliegen (bei 15 m mächtiger ungesättigter Zone Verzögerung um etwa zwei Jahre). Das Wasser hat also bis zum Eintritt in die gesättigte Zone die Möglichkeit, die Gase aufzunehmen. Ähnliches gilt auch für das durch den Tritiumzerfall entstandene Helium. Dieses Gas kann auch während der gesamten Passage durch die ungesättigte Zone aus dem Wasser entweichen, eine Anreicherung findet erst während der Grundwasserpassage statt.

Eine Möglichkeit die mittlere Verweilzeit vom Beginn der Versickerung an zu bestimmen, bieten Zeitreihen von Tritium. Dabei werden die gemessenen Tritiumwerte mit den Zerfallskurven verschiedener Jahre des Sickerwassereintritts verglichen. Durch die Kurve mit der besten Übereinstimmung wird das Jahr des Sickerwassereintritts bestimmt. Da sich die Kurven (Anhang 5) je nach gewähltem Strömungsmodellansatz (siehe oben) verändern, wurde auch hier mit unterschiedlichen Modellansätzen gerechnet, um bestmögliche Übereinstimmungen zu bekommen. Allerdings lagen nur für Brunnen 1 und Brunnen 7 der Wasserfassung Jahna-Aue I aussagekräftige Tritiumreihen vor.

4.1.1.3 Grundwasser-Isohypsen

Um einen Grundwasser-Isohypsenplan zu erstellen, wurden bei einer Stichtagsmessung am 15.03.2004 in allen verfügbaren Messstellen die Grundwasserstände mit einem Kabellichtlot gemessen. Da aber nur im Zentrum des Untersuchungsgebietes ausreichend Messstellen vorhanden waren, wurden die Daten für den östlichen und westlichen Randbereich aus früheren (ab Ende der 1960er Jahre), heute nicht mehr vorhandenen Bohrungen hinzugezogen (siehe Kap. 5.1.1.3).

Die erhaltenen Grundwasserstände wurden als Punktmessungen in die digitalisierte Topographische Karte 1:10.000 eingetragen und in ArcView mit Hilfe der Inverse Distance Weighted (IDW) Methode der Isohypsenplan erstellt.

Die IDW Methode benutzt gewichtete bewegliche Durchschnitte von Punkten innerhalb von Einflusszonen, die kreisförmig sind. Sie basiert auf Gewichten, die umgekehrt proportional zu dem Quadrat der Distanz sind. Durch die umgekehrt proportionale Gewichtung der Distanz bekommen die Datenpunkte einen, je nach Entfernung gewichteten, Einfluss auf den zu

schätzenden Punkt: Datenpunkte, die nah an dem zu schätzenden Punkt liegen, haben einen großen Einfluss, solche die weit entfernt liegen einen geringen. Anstatt des Quadrates der Distanz können auch andere Exponenten gewählt werden (ESRI, 1996). Es wurde mit dem Quadrat der Distanz gerechnet und zwölf als die Anzahl der nächsten Nachbarn gewählt.

Aus der Isohypsenkarte wurden die Strömungs- bzw. Fließrichtungen des Grundwassers konstruiert, wobei die Fließrichtung immer senkrecht zu den Isohypsen verläuft (HÖLTING, 1996).

4.1.2 Nitratauswaschungspotential

Die Abb. 4-3 zeigt schematisch die für die Ermittlung des Nitratauswaschungspotentials nötigen Faktoren. So ist es notwendig, die Landnutzung zu kennen, um durch Flächenbilanzen des Stickstoffein- und -austrages festzustellen, ob eine Nitratauswaschung zu erwarten ist. Außerdem sind dann die angebauten Pflanzen und ihre Eigenschaften bekannt, die bedeutenden Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt haben. Weiterhin haben bodenspezifische Werte und der Grundwasserflurabstand Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt.

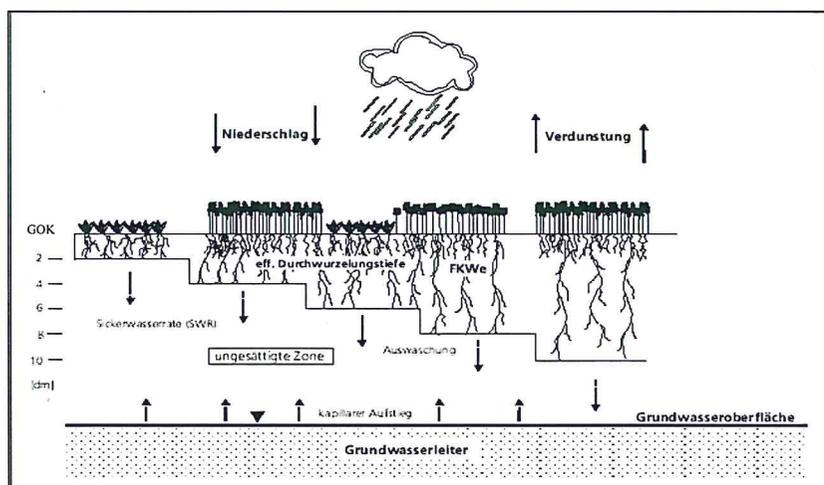


Abb. 4-3: Schematische Darstellung der Faktoren zur Ermittlung des Nitratauswaschungspotentials (nach ECKL & RAISSI, 1999)

Niederschlag und Verdunstung sind entscheidende Größen zur Ermittlung der Sickerwasserneubildung, mit der die Nitratinwaschung in das Grundwasser einhergeht. Eine Möglichkeit zur Beurteilung der Nitratauswaschungsgefahr besteht in der Abschätzung der Austauschfähigkeit des Bodenwassers. Auf die oben genannten Faktoren wird im Folgenden genauer eingegangen.

4.1.2.1 *Landnutzung*

Wie in Kap. 3.6 beschrieben, wird der größte Teil des Untersuchungsgebietes landwirtschaftlich genutzt. Das lässt vermuten, dass die Stickstoffeinträge in das Grundwasser durch diese Nutzung bedingt sind. Um die tatsächlichen Stickstoffüberschüsse zu ermitteln, wurden die Schlagkarteien der Landwirte hinzugezogen. Erfasst wurden Menge, Zeitpunkt und Art der Düngung (organisch oder mineralisch) sowie die Feldfrucht, deren Ertrag und Erntetermin.

Aus den erfassten Parametern Menge, Zeitpunkt und Art der Düngung konnten der Zeitpunkt und die Menge des Stickstoffeintrages in den Boden ermittelt werden. Ein weiterer Stickstoffeintrag erfolgt über die atmosphärische Deposition. Zur atmosphärischen Deposition liegen jedoch keine gesicherten Informationen vor. Als Fazit eines Workshops zur "N-Deposition in Agrarökosystemen" kann man von etwa 30 - 50 kg/ha*a ausgehen (FRANKO, 2002).

Die erfassten Daten sind zum einen wichtige Eingabeparameter für die Modellrechnung, zum anderen dienen sie der Erstellung von Flächenbilanzen. Die Flächenbilanz ergibt sich aus der Differenz des eingebrachten Stickstoffs über Düngung und legumer Stickstoffbindung und den Stickstoffentzügen über das Erntegut (DVGW, 2004). Die atmosphärische Stickstoffdeposition wird bei diesem Verfahren nicht berücksichtigt. Der Stickstoffaustrag durch Erosion wird auch nicht einkalkuliert, da er eine geringe Bedeutung hat. Im Untersuchungsgebiet werden ca. 0 bis 2,5 t Boden pro Hektar und Jahr abgetragen, der damit verbundene Stickstoffaustrag entspricht etwa 0 bis 5 kg/ha*a (STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, 2000).

Neben jährlichen und 5-Jahres Bilanzen wurden Bilanzen von 1977 - 1989 und 1990 - 2002 berechnet. Stickstoffbilanzen sind ein gutes Instrument zur Abschätzung des nutzungsbedingten Nitrataustrages (DVWK, 1996b).

4.1.2.2 *Boden*

Auswertung der Profildaten

Die vom sächsischen LfUG herausgegebene Konzeptbodenkarte im Maßstab 1:50.000 (siehe Abb. 3-2, Kap. 3.5) wurde auf Grundlage der dafür aufgenommenen Bodenprofile erstellt. Die Konzeptbodenkarte lag digital vor und wurde mit dem GIS Programm ArcView weiter bearbeitet. Zunächst wurde die Grenze des Untersuchungsgebietes auf die Karte übertragen, so dass man die für das Gebiet relevanten Bodeneinheiten ermitteln konnte. Es handelt sich dabei um die elf im Kapitel 3.5 erwähnten Bodeneinheiten und den Siedlungsbereich.

Die Bodenprofildaten, die in Form von Excel-Tabellen vorlagen, wurden für diese Arbeit zur Verfügung gestellt und konnten so mit empirischen Methoden nach AG BODEN (1994) und MÜLLER (1997) ausgewertet werden. In Abhängigkeit vom Profilaufbau, den Bodenhorizonten, der Bodenart, dem Humusgehalt und der effektiven Lagerungsdichte konnten u.a. die nutzbare Feldkapazität (nFK), die effektive Durchwurzelungstiefe (We), die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe) und die k_f -Werte für jedes einzelne Profil bestimmt werden. Die Auswertung der Einzelprofile machte es möglich, Aussagen über die Eigenschaften der gesamten Bodeneinheit zu treffen.

Aus den 139 vorhandenen Bodenprofilen wurden zunächst jene ausgewählt, die innerhalb der Untersuchungsgebietsgrenzen lagen. Dies geschah durch die Verknüpfung der in Excel vorliegenden Koordinaten der Profile mit der Bodenkarte in ArcView.

Ein weiteres Kriterium für die Verwendbarkeit der Bodenprofile war die Profiltiefe. Sie sollte mindestens 9 dm betragen oder aufgrund der Bodenansprache den Schluss zulassen, dass unterhalb des letzten Horizontes aufgenommene Ausgangsmaterial bis 11 dm Tiefe ansteht (MÜLLER, 1997).

Für die Beschreibung einer Bodeneinheit sollten mindestens drei Profile zur Verfügung stehen. Wenn möglich sollte je 100 ha Fläche der entsprechenden Bodeneinheit mindestens ein Bodenprofil ausgewertet werden (NEUMANN, 2002). Leider lagen für einige Bodeneinheiten nur sehr wenige Profile vor (Tab. 4-2). Insgesamt wurden 71 Datensätze ausgewählt.

Tab. 4-2: Anzahl der ausgewerteten Bodenprofile pro Bodeneinheit

Bodeneinheit	Leitbodentyp	Profile	Flächenanteile [%]
2	Parabraunerde	30	46,98
3	Parabraunerde	6	33,66
8	Braunerde-Fahlerde	1	0,63
12	Parabraunerde-Braunerde	2	0,82
14	Kolluvisol	9	1,09
15	Kolluvisol	10	6,31
16	Kulluvisol-Gley	1	0,66
17	Pararendzina	4	0,12
34	Vega-Gley	4	7,62
35	Auengley	3	2,16
39	Lockersyosem	1	0,98
Summe		71	100

Eigene Bodenuntersuchungen

Neben der Auswertung der Bodenprofile mit maximal 1,5 m Tiefe wurden an drei Profilen, die bis zur Grundwasseroberfläche reichen, eigene Bodenuntersuchungen durchgeführt. Auch der Aquifer wurde hinsichtlich seiner Substrateigenschaften analysiert. Dazu wurde aus dem für den Bau der drei Messplätze (siehe Kap. 4.2.1.1) erhaltenen Bodenmaterial der Rammkernsondierungen pro Tiefenmeter eine gestörte Mischprobe entnommen. Bei offensichtlichen Änderungen in der Zusammensetzung des Sediments wurden geringere Abstände gewählt. Diese Proben wurden im Labor auf k_f -Wert, Ionengehalt und Isotope hin untersucht.

k_f -Wert

Die k_f -Werte wurden zum einen bei Sanden indirekt durch die Körnung bestimmt und zum anderen an durchströmten Zylindern gemessen (Anhang 6). Die k_f -Werte der unterschiedlichen Sedimente sind eine wichtige Eingangsgröße für die Berechnungen des Wassertransports in der gesättigten Zone. Außerdem werden sie als Eingabegrößen für das mRISK-N Modell benötigt, um die Wasserspeicherung des Bodens berechnen zu können.

Ionengehalt und Isotope

Um die im Boden vorhandenen Ionenkonzentrationen und ihre Änderung mit zunehmender Tiefe zu ermitteln, wurde das von SCHLICHTING ET AL. (1995) beschriebene Verfahren zur Bestimmung der Zusammensetzung wasserlöslicher Salze des Bodens zugrundegelegt. Allerdings wurde mehr Bodenmaterial und ein Wasserverhältnis von 1:2 verwendet sowie länger geschüttelt. Aus dem (wie oben beschrieben) gewonnenen ungetrockneten Bodenmaterial wurden jeweils ca. 250 g entnommen und mit 500 ml destilliertem Wasser vermischt. Dieses Gemisch wurde mindestens 24 Stunden stehengelassen und dann sechs Stunden lang geschüttelt, um die Ionen aus dem Bodenmaterial zu lösen (S4-Methode nach DIN 18414-4). Danach wurde das Sediment abfiltriert, das gewonnene Eluat volumetrisch bestimmt und auf pH-Wert, Leitfähigkeit, Isotope sowie Anionen und Kationen hin untersucht (Kap. 4.1.1.2, Anhang 2). Die Konzentration der Ionen im Eluat wurde über Verhältnisgleichungen in Konzentration der Ionen pro kg Boden und für Nitrat in $\text{NO}_3\text{-N}$ in [kg/ha] umgerechnet. Am eluierten Nitrat wurde der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert analysiert, um die Herkunft des Bodennitrates aufzuklären.

C/N-Verhältnis

Auch das C/N-Verhältnis wurde aus der getrockneten Bodenprobe tiefenmäßig gestaffelt mit Hilfe des Elementaranalysators Vario EL bestimmt. Der Elementaranalysator Vario EL arbeitet nach dem Prinzip der katalytischen Rohrverbrennung unter Sauerstoffzufuhr und hohen Temperaturen. Die Verbrennungsgase werden von störenden Fremdgasen gereinigt. Die je-

weils gewünschten Messkomponenten werden nun von spezifischen Adsorptionssäulen von einander getrennt und mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor bestimmt. Als Spül- und Trägergas dient Helium.

4.1.2.3 Grundwasserflurabstand

Der flächenhafte Grundwasserflurabstand wurde mit Hilfe der Kartenberechnungsfunktion von ArcView ermittelt. Dazu wurde die Karte der Grundwasseroberfläche von der Karte der Geländeoberfläche abgezogen. Die Karte der Grundwasseroberfläche wurde wie in Kap. 4.1.1.3 beschrieben erstellt. Die Karte der Geländeoberfläche wurde aus ATKIS-Daten des Landesvermessungsamtes Sachsen generiert, welche als Digitales Geländemodell (DGM-4845) im Maßstab 1:25.000 vorlagen.

4.1.2.4 Grundwasserneubildung

Die Versickerung wird im Wesentlichen durch die Gesteins- und Bodenverhältnisse, Art und Dichte der Vegetationsdecke sowie meteorologische Faktoren bestimmt.

Die Gesteins- und Bodenverhältnisse sind wie oben beschrieben ermittelt worden (Kap. 4.1.2.2). Die Vegetation ist aus der Biotoptypenkartierung und den Schlagdaten bekannt (siehe Kap. 3.6 und 4.1.2.1). Für die meteorologischen Daten lagen monatliche Werte für die Station des Deutschen Wetterdienstes (DWD) aus Oschatz von 1978 bis 2003 vor. Sie enthielten sowohl Niederschlagsmengen als auch die nach PENMAN-WENDLING berechnete Grasreferenzverdunstung (VPW) als potentielle Evapotranspiration (ETP). Diese stimmt laut HAFERKORN (2000) im langjährigen Mittel am Besten mit der Verdunstung über Lössböden überein.

Eine seit Mai 1994 bestehende Wetterstation der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT in Salbitz liegt wesentlich näher am Untersuchungsgebiet und beschreibt somit die dortigen Verhältnisse besser. Sie liefert tägliche Niederschlagswerte und die für die Verdunstungsberechnung nach PENMAN-WENDLING nötigen Werte der Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte und Globalstrahlung (DVWK, 1996a).

Der Niederschlag wurde nach Empfehlung des Meteorologischen Dienstes für das Gebiet der ehemaligen DDR um den konstanten Faktor von +9 % korrigiert, um die durch Wind verursachten Messfehler auszugleichen.

Die Niederschlagsdaten der beiden Wetterstationen wurden mit Hilfe der Doppelsummenkurve verglichen. Durch das Legen einer Regressionsgeraden erhält man den Faktor, mit dem die Werte von Januar 1977 bis April 1994 aus Oschatz korrigiert werden müssen (DYCK & PESCHKE, 1989), um sie den Daten aus Salbitz anzupassen.

Zur Berechnung der Grundwasserneubildung wurden zwei verschiedene Methoden benutzt:

- die Ermittlung der jährlichen Sickerwasserrate nach MÜLLER (1997) und
- das Programm mRISK-N (WRIEDT, 2002a, 2004).

Zusätzlich wurde die Grundwasserneubildung stichprobenartig für das Jahr 2002 nach HENNINGS (1994) berechnet.

Die jährliche Sickerwasserrate $GWNa$ nach der Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS (MÜLLER, 1997) gibt für verschiedene Nutzungen folgende empirisch ermittelten Regressionsgleichungen an:

Ackerland: $GWNa = 0,92(Nwi) + 0,61(Nso) - 153(\log Wpfl) - 0,12(ETP) + 109$ **Gl. 4**

Grünland: $GWNa = 0,90(Nwi) + 0,52(Nso) - 286(\log Wpfl) - 0,10(ETP) + 330$ **Gl. 5**

Nwi [mm] - Niederschlag im Winterhalbjahr (01.10. - 31.03.)

Nso [mm] - Niederschlag im Sommerhalbjahr (01.04. - 30.09.)

ETP [mm] - jährliche potentielle Evapotranspiration nach PENMAN-WENDLING

$Wpfl$ [mm] - pflanzenverfügbares Bodenwasser

Hierbei setzt sich das pflanzenverfügbare Bodenwasser ($Wpfl$) aus dem mittleren kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser (KA) und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes ($nFKWe$) zusammen.

Die jährliche Sickerwasserrate wurde für jedes Profil berechnet und auf die entsprechenden Bodeneinheiten (siehe Kap. 3.5) übertragen. Beachtung fanden nur Acker- und Grünlandnutzung, da im Stadtbereich keine Daten vorlagen. Für die Verdunstungs- und Niederschlagswerte wurden langjährige Mittelwerte (1983 - 2002) eingesetzt. Das Ergebnis ist die durchschnittliche jährliche Grundwasserneubildung unter den entsprechenden Bodeneinheiten.

Dieses Verfahren geht von nur einem Speicher aus, der sich auf die obersten 1,5 m der Grundwasserüberdeckung beschränkt. Wasser, das aus diesem Speicher herausläuft, wird als Grundwasserneubildung angesehen. Es wird nur zwischen Ackerland und Grünland unterschieden.

Die Grundwasserneubildung wurde auch mit dem Programm mRISK-N (WRIEDT, 2002a, 2004) berechnet, dessen Verfahren zur Wasserhaushaltssimulation dem Modell SIMPEL

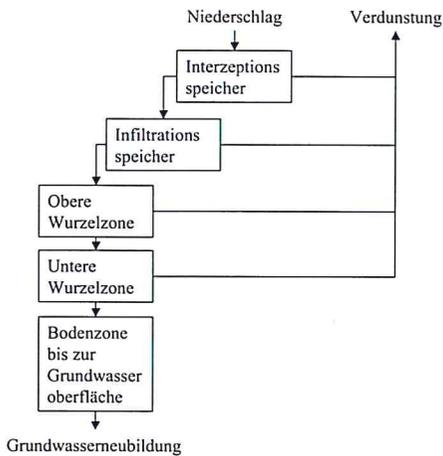


Abb. 4-4: Struktur des Wasserhaushaltsmodells (WRIEDT, 2004)

pflanzenspezifischen Kennwerte wurden aus DVWK (1996a) und LANG & MÜLLER (1999) entnommen. Durch die Kenntnis der Schlaggrenzen und der Lage der Bodeneinheiten sowie des Grundwasserflurabstandes ist eine genaue Ermittlung der Grundwasserneubildung an jedem Punkt des Untersuchungsgebietes möglich. Auch der Niederschlag und die potentielle Verdunstung wurden als monatliche Werte berücksichtigt.

Durch den Interzeptionsspeicher berücksichtigt das Programm, dass Pflanzen eine bestimmte Wassermenge durch Blattinterzeption zurückhalten können, die in der Regel vollständig verdunstet. Der Interzeptionsspeicher ist als einfacher Überlaufspeicher implementiert, d.h. zum aktuellen Speicherinhalt wird der Niederschlag addiert und die Verdunstung subtrahiert. Wenn der Inhalt größer als die Speicherkapazität wird, fließt der Überschuss in den nächsten Speicher. Ist der Verdunstungsanspruch nicht aus dem aktuellen Speicher zu decken, wird er ebenfalls an den nächsten Speicher weitergegeben. Für die Bodenspeicher hat dieser einfache Ansatz den Nachteil, dass nur bei Überschreitung der Feldkapazität ein Fluss nach unten auftritt. Deshalb wurden für diese die Versickerungsgleichungen des EPIC-Modells (SHARPLY & WILLIAMS, 1990) verwendet. Alle Modellgleichungen sind in WRIEDT (2004) beschrieben.

Des Weiteren wurde die Grundwasserneubildung für das Jahr 2002 für einen Schlag mit Grünlandnutzung nach HENNINGS (1994) berechnet, um sie mit den Ergebnissen der vorher beschriebenen Methoden zu vergleichen. Es wurde die tagesbezogene Wasserbilanz (WBt) aus der Differenz der Tageswerte des Niederschlages (N_t) und der realen Evapotranspiration ($ET_{\text{real}(t)}$) berechnet:

(HÖRMANN, 1998) entnommen wurde. Es handelt sich um ein Speichermodell, welches den Wasserhaushalt mit Hilfe verschiedener Wasserspeicher berechnet. Die Speicher sind in diesem Falle Interzeptionsspeicher, drei Bodenspeicher und der Grundwasserspeicher (Abb. 4-4).

Dieses Modell bietet den Vorteil, durch seine monatliche Auflösung pflanzenspezifische Kennwerte wie Wurzeltiefe, Blattflächenindex und Bestandskoeffizient in ihrer zeitlichen Variation erfassen zu können. Die Pflanzenarten sind durch die Schlagkarten bekannt und die

$$WBt = Nt - ET_{\text{real}t} \quad \text{Gl. 6}$$

Dabei musste die reale Evapotranspiration für jeden Tag über die nutzbare Feldkapazität (nFK) des Vortages korrigiert werden. Das Verfahren betrachtet die obersten 10 dm des Bodens. Lag dort die für den Vortag berechnete nutzbare Feldkapazität zwischen 70 % und 100 % dann galt:

$$ET_{\text{real}} = ETP_k \quad \text{Gl. 7}$$

ETP_k- kulturspezifische potentielle Evapotranspiration

War sie kleiner als 70 %, wurde die reale Evapotranspiration für diesen Tag als Funktion des Bodenwasserhaushalts berechnet:

$$ET_{\text{real}} = ETP_k [0,2 + 2,0 \cdot \%nFK_{10dm}/100 - 1,2(\%nFK_{10dm}/100)^2] \quad \text{Gl. 8}$$

Da es sich um eine Fläche mit Grünlandnutzung handelt wurde für die kulturspezifische potentielle Evapotranspiration (ETP_k) die Grasreferenzverdunstung nach PENMAN-WENDLING eingesetzt. Für Die nutzbare Feldkapazität war aus vorangegangenen Berechnungen (Kap. 4.1.2.2) bekannt.

Die tägliche Grundwasserneubildung (GWNt) wurde bestimmt, indem die KWbt täglich gegen die nutzbare nFK_{10dm} des Vortages aufgerechnet wurde. Ist der so ermittelte Wert des aktuellen Bodenwasserhaushalts größer als 100 % der nFK_{10dm}, findet Versickerung statt.

Die nach den verschiedenen Verfahren berechneten Werte wurden miteinander und mit den in den Lysimeterstationen Falkenberg und Brandis gemessenen, sowie den in der Karte der Niederschlag-Abfluss-Unterschiede (NAU) der DDR nach GLUGLA (INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1983) angegebenen Werten verglichen.

4.1.2.5 Austauschhäufigkeit des Bodenwassers

Um flächendeckende Aussagen über die Nitratauswaschungsgefahr treffen zu können, wurde die potentielle Nitratauswaschungsgefährdung (NAW) ermittelt. Grundlage bildete ein Katalog aus Verknüpfungsregeln und Parameterabschätzungen (Abb. 4-5), welcher für die Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS ausgearbeitet wurde (DBG, 1992 in MÜLLER, 1997). Es wird davon ausgegangen, dass sich das Risiko, mit dem Nitrat aus dem Boden ausgewaschen wird, näherungsweise über die relative Austauschhäufigkeit des Bodenwassers quantifizieren lässt. Diese wird über die jährliche Sickerwasserrate

(GWNa - Kap. 4.1.2.4) und die Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (FKWe - Kap. 4.1.2.2) bestimmt. Die Methode beruht auf der Grundlage empirisch ermittelter Zusammenhänge, wobei keine exakte Beschreibung der Prozesse stattfindet. Dadurch ist eine geringere Anforderung an die Art der Daten gegeben (MÜLLER, 1997).

Als Datengrundlage diente die im Auftrag des sächsischen LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE LfUG erarbeitete Konzeptbodenkarte im Maßstab 1:50.000 (siehe Abb. 3-2), sowie die in diesem Zusammenhang aufgenommenen Bodenprofile. Die Konzeptbodenkarte ist die bodenkundliche Basis für die Modellrechnung zum Bodenwasserhaushalt (Kap. 4.1.2.4) und somit zur Nitratauswaschungsgefährdung auf Einzugsgebietsebene. Des Weiteren wurde die 1999 im Auftrag des STAATLICHEN UMWELTFACHAMTES (StUFA) Radebeul erstellte Biotopkartierung im Maßstab 1:10.000 verwendet, die durch eigene Geländebegehungen bestätigt werden konnte (siehe Abb. 3-2). Die Klimadaten stammen vom DEUTSCHEN WETTERDIENST DWD bzw. der Wetterstation in Salbitz (Kap. 4.1.2.4).

Die NAW aus dem durchwurzelten Bodenbereich ergibt sich aus der Austauschhäufigkeit AH [%/a] der Bodenlösung im betrachteten Bodenbereich. Sie berechnet sich wie folgt:

$$AH = GWNa / FKWe \cdot 100$$

GWNa [mm/a] jährliche Sickerwasserrate
 FKWe [mm] Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes

Gl. 9

Sie lässt eine Gefährdungsabschätzung hinsichtlich des Austrages der im Bodenwasser gelösten Stoffe zu. Zur Bewertung des Verlagerungsrisikos werden die Austauschhäufigkeiten in Klassen der Nitratauswaschungsgefährdung eingeteilt (MÜLLER, 1997; Tab. 4-3).

Tab. 4-3: Bewertung der Nitratauswaschungsgefährdung (NAW)

AH [%/a]	<70	70 bis <100	100 bis <150	150 bis <250	≥250
NAW	sehr gering	gering	mittel	hoch	extrem hoch

Abb. 4-5 veranschaulicht nochmals die Schritte zur Bestimmung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers:

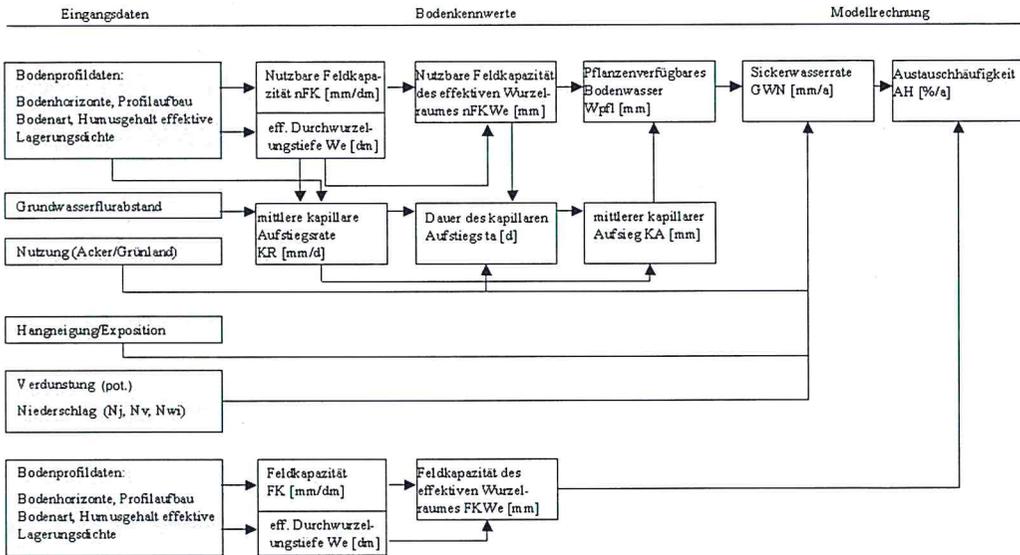


Abb. 4-5: Schritte zur Bestimmung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers nach MÜLLER (1997)

4.2 Abschätzung des Nitratbelastungsrisikos

Neben der Erfassung der derzeitigen Nitratbelastungssituation des Grundwassers im Untersuchungsgebiet sollte auch das zukünftige Nitratbelastungsrisiko über die Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone und den Nitrattransport in der gesättigten Zone abgeschätzt werden. Dazu wurden Modelle verwendet, die die Nitratauswaschung aus der ungesättigten Bodenzone sowie den Transport der Nitratgehalte im Grundwasser darstellen.

Die Simulation des Nitratustrages aus der ungesättigten Zone erfolgte mit dem Modell mRISK-N (WRIEDT, 2002a, 2004). Dieses wurde mit Hilfe von Boden-Hydrologischen Messplätzen (BHyMP), kombiniert mit Sickerwasser-Grundwasser-Messeinrichtungen (SGM), kalibriert. Die errechneten flächendifferenzierten Grundwasserneubildungsraten (Kap. 4.2.1.2) und Stoffausträge wurden unter Berücksichtigung räumlicher und zeitlicher Bezüge mit dem Programm RISKNREGIO (WRIEDT, 2002b, 2004) als Eingangsdaten an das durch MODFLOW (Modul der Groundwater Modelling System - GMS - Software) erstellte Grundwasserströmungsmodell weitergegeben. Dort konnte der Stofftransport im Grundwasser mit Hilfe des dreidimensionalen Massentransport-Modells (MT3D) modelliert werden (Abb. 4-6).

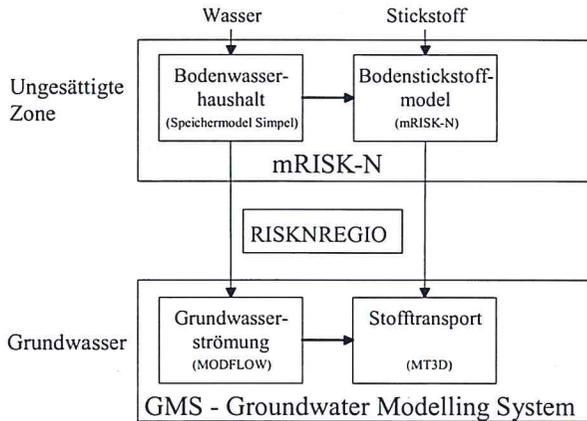


Abb. 4-6: Schema der Modellzusammenhänge

4.2.1 Nitratverlagerung ungesättigte Zone

4.2.1.1 Messplätze

Um das mRISK-N Modell zu kalibrieren und die errechneten Ergebnisse beurteilen zu können, war es notwendig, Werte wie den Nitratgehalt des Sickerwassers und die Bodenfeuchte an geeigneten Stellen des Untersuchungsgebietes zu messen. Dafür und zur Verfolgung der Beschaffenheit des Wassers von der Oberfläche bis ins Grundwasser, wurden an zwei für das Gebiet charakteristischen Stellen Boden-Hydrologische Messplätze (BHyMP), kombiniert mit Sickerwasser-Grundwasser-Messeinrichtungen (SGM) (siehe Abb. 4-1), errichtet.

Lage und Ausbau

Die Messfelder liegen auf Flächen mit unterschiedlicher Nutzung und verschieden mächtiger Überdeckung des Grundwasserleiters (Abb. 4-7). Außerdem befinden sie sich im Grundwasseranstrom zur Brunnengalerie Jahna-Aue I.

Der Messplatz 1 (MP1) liegt beim Brunnen 8, der wegen hoher Nitratbelastung (über 50 mg/l) 1996 aus dem Galeriebetrieb Jahna-Aue I herausgenommen wurde, an einer ackerbaulich genutzten Fläche und hat eine Ausbautiefe von 32 m. Die Grundwasseroberfläche befindet sich 15 m unter Geländeoberkante.

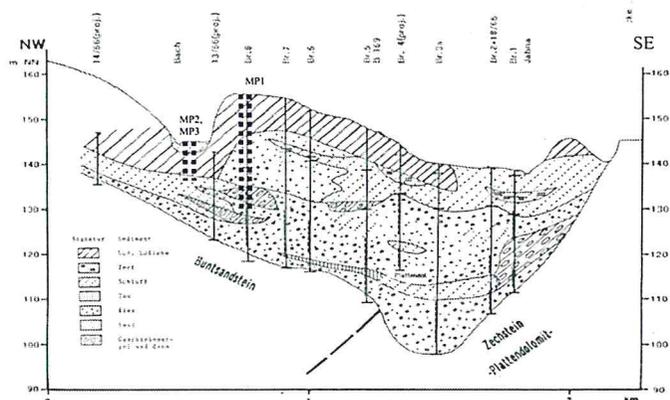


Abb. 4-7: Lage der Messplätze

Die Messplätze 2 und 3 (MP2 und MP3), liegen in einer Grünlandfläche westlich von MPI (Abb. 4-7) im Anstrom zur Brunnengalerie Jahna-Aue I. Sie sind 8 m tief und das Grundwasser steht bei 3,5 m an.

Zur Einrichtung der BHyMP wurden Gruben von 3 m • 3 m • 3 m ausgehoben, verschalt und abgedeckt. Darin sind jeweils in der nordöstlichen Wand zehn Bodenwassersammler (Saugkerzen), fünf Bodenfeuchtesensoren (TDR-Sonden) und fünf Tensiometer in den Tiefen von 0,5 m, 1,0 m, 1,5 m, 2,0 m, 2,5 m (jeweils 2 Saugkerzen pro Tiefe, Wasser wird in 500 ml Sammelflaschen aufgefangen) eingebaut (Abb. 4-8, Anhang 7).

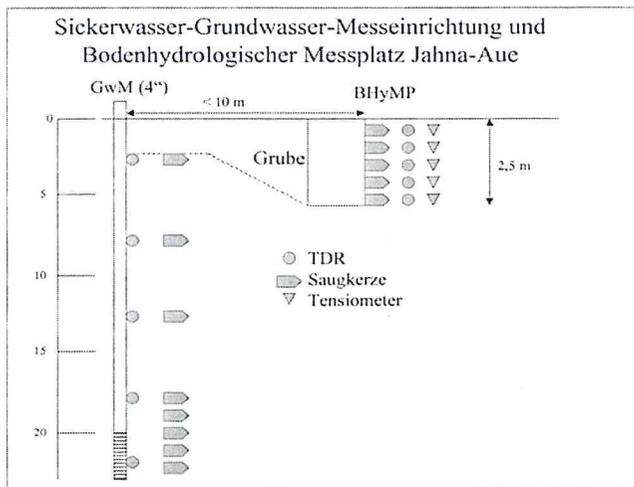


Abb. 4-8: Prinzipieller Aufbau der Messfelder

Während der Bohrarbeiten zur Errichtung der SGM wurde eine Rammkernsondierung zur Gewinnung von Bodenproben (siehe Kap. 4.1.2.2) durchgeführt.

Nach Einbringung der Messsonden wurde der noch vorhandene Hohlraum mit Filterquarz aufgefüllt (eingespült), dessen Körnung der des natürlich anstehenden Sediments angepasst wurde.

Die SGM bei MP1 besitzt außerdem Bodenfeuchtesensoren bei 3,0 m, 8,0 m, 13,0 m, 18,0 m und 22,8 m. In diesen Tiefen sind auch Saugkerzen angebracht, außerdem noch bei 20,0 m, 20,8 m, 21,6 m und 23,2 m. In 26,0 m und 30,0 m Tiefe befinden sich zwei Grundwasserentnahmestellen (Anhang 7). Beim MP2 sind Saugkerzen und Bodenfeuchtesensoren in 3,0 m und 4,0 m Tiefe sowie eine Grundwasserentnahmestelle bei 6,5 m vorhanden (Anhang 7). Bei diesen beiden Messplätzen erfolgte eine kontinuierliche Grundwasserstandsmessung.

Die zentrale Technik für den Betrieb der Mess- und Probenahmetechnik ist in einem oberirdischen Schaltkasten, der Kopfstation, untergebracht. Sie enthält die Vakuumtechnik, den Datenlogger EcoLog 16.1 mit der entsprechenden Software (viewM), die Stromversorgung sowie Anschluss- und Bedienplatten.

Der Messplatz 3 (MP3) besteht nur aus einem per Hand zu bedienenden SGM, das mit Saugkerzen in 2,0 m, 3,0 m und 4,0 m Tiefe sowie einer Grundwasserentnahmestelle bei 6,5 m ausgestattet ist (Anhang 7). Ein BHyMP ist nicht vorhanden und eine kontinuierliche Grundwasserstandsmessung war aus finanziellen Gründen nicht vorgesehen.

Der genaue Ausbau und die Verfüllung der einzelnen Messplätze sowie die Beschreibung der Messsonden sind Anhang 7 zu entnehmen.

Beprobung

Wie oben beschrieben, wurde dem Boden mit Hilfe von Saugkerzen Sickerwasser aus verschiedenen Teufen entnommen. Dabei wurde permanent ein konstanter Unterdruck (Saugspannung) in der Saugkerze erzeugt und so das Wasser durch ein Keramikdiaphragma angezogen und gesammelt. Im SGM wurden Saugkerzen eingesetzt, die das Wasser in ihrem Inneren sammelten, im BHyMP befanden sich Saugkerzen, die das Wasser in Flaschen leiteten. Das gesammelte Wasser wurde von Juni 2002 bis Mai 2003 alle 14 Tage, ab Juni 2003 bis Mai 2004 alle 28 Tage entnommen. Im gleichen Rhythmus wurden auch die Grundwasserproben bei den Messplätzen gewonnen. Bei den Sickerwasserproben handelte es sich also um Sammelproben über 14 bzw. 28 Tage, bei den Grundwasserproben hingegen um Stichtagmessungen. Das Wasser wurde auf die in Kap. 4.1.1.2 beschriebenen Parameter und Inhaltsstoffe hin untersucht.

Die stündliche Messung der Grundwasserstände, der Bodenfeuchte und der Saugspannung erfolgte elektronisch und wurde automatisch gespeichert. Die Auslesung der Daten erfolgte alle 8 - 12 Wochen.

4.2.1.2 *mRISK-N*

Dieses von WRIEDT (2002a, 2004) in Visual Basic geschriebene Programm simuliert den Wasserhaushalt und den Stickstoffumsatz in der ungesättigten Bodenzone. Das Verfahren zur Wasserhaushaltssimulation wurde dem Modell SIMPEL (HÖRMANN, 1998; Kap. 4.1.2.4) entnommen. Der Stickstoffumsatz wird nach dem Modellansatz von GUSMAN & MARINO (1999) berechnet (siehe Kap. 5.2.1.2). Die Modellgleichungen sind in GUSMAN & MARINO (1999) veröffentlicht. Die Lösung der Gleichungssysteme erfolgt analytisch.

Die Eingabeparameter werden in Landnutzungs-, Boden- und Klimadaten unterteilt. Es wurde in monatlichen Zeitschritten gerechnet.

Die Landnutzungsdaten sind aus den Schlagdaten bekannt (Kap. 4.1.2.1). Bewässerungsmenge sowie Menge, Art und Zeitpunkt der Stickstoffdüngung fließen direkt in das Modell ein. Die Fruchtarten liefern die pflanzenspezifischen Kennwerte N-Aufnahme durch die Pflanze, max. Wurzeltiefe, Blattflächenindex, Bestandskoeffizient und Ernterückstand (Werte aus DVWK, 1996a; LANG & MÜLLER, 1999). Diese Parameter wurden als Zeitreihe für jede Fläche (siehe Abb. 5-19) eingegeben.

Die Bodendaten Horizontmächtigkeit, Porenvolumen, Feldkapazität, Welkepunkt, Anfangswassergehalt, Reduktionspunkt (Definition siehe Anhang 8) und k_f -Wert sind aus den Profildatenauswertungen (Kap. 4.1.2.2) bzw. Messungen (k_f -Wert - Kap. 4.1.2.2) bekannt. Die N_{org} , Ammonium- und Nitrat-Gehalte konnten aus den Bodenuntersuchungen (Kap. 4.1.2.2) abgeleitet werden. Durch diese Parameter wird jeder der drei Bodenhorizonte (siehe Kap. 4.1.2.4 und 5.2.1.2) pro Bodenprofil bzw. Bodeneinheit definiert. Als Denitrifikations- und Mineralisationskonstanten wurden die von WRIEDT (2002a) empfohlenen bzw. von HEUMANN ET AL. (2002) veröffentlichten Werte für Löss eingesetzt (siehe Anhang 9), der bis auf wenige Ausnahmen im gesamten Untersuchungsgebiet auftritt.

Die Klimadaten bestehen aus den in Kap. 4.1.2.1 beschriebenen Parametern Niederschlag, potentielle Evapotranspiration und Lufttemperatur. Für die Klimadaten bis 2028 wurde die gleiche Verteilung wie von 1977 - 2003 angenommen.

Für die Modellierung der vergangenen und gegenwärtigen Situationen flossen die Daten der Jahre 1977 bis 2003 in die Simulation ein. Für die zukünftige Entwicklung der Nitratbelastung bis zum Jahre 2028 wurden vier verschiedene Szenarien entwickelt, um mögliche Tendenzen und Schwankungsbereiche aufzuzeigen.

1. Flächennutzung wie 1977 - 1989
2. Flächennutzung wie 1990 - 2003
3. Grünlandnutzung
4. Maismonokultur

Die mit mRISK-N errechneten flächendifferenzierten Grundwasserneubildungsraten und Stoffausträge werden, unter Berücksichtigung räumlicher und zeitlicher Bezüge, durch das Programm RISKNREGIO als Eingangsdaten an das Grundwassermodell (Kap. 4.2.2) weitergegeben. Die indirekte Kopplung geschieht über die Gitterspezifikation des Grundwassermodells sowie über die räumlich verteilten Parameter Landnutzung, Bodeneinheit und Grundwasserflurabstand. Grundwasserneubildungsraten und Stoffausträge werden gemäß der zeitlichen Auflösung des Grundwassermodells aggregiert und anschließend in die entsprechenden Steuerdateien für das Grundwasser- bzw. Stofftransportmodell geschrieben (WRIEDT, 2002b).

Zur Kalibrierung des mRISK-N Modells und zur Beurteilung der errechneten Ergebnisse waren die Messdaten der Boden-Hydrologische Messplätze (BHyMP) kombiniert mit den Sickerwasser-Grundwasser-Messeinrichtungen (SGM) unerlässlich.

4.2.2 Nitrattransport gesättigte Zone

Zur Darstellung des Nitrattransportes in der gesättigten Zone war die Erstellung eines Grundwasserströmungs- und -transportmodelles notwendig. Eine möglichst umfangreiche geologische und hydraulische Datengrundlage ermöglicht die mathematische Modellbeschreibung dieser Gegebenheiten und ist Voraussetzung für die Schaffung eines hinreichend kalibrierten Grundwassermodells. Mit Hilfe dieses Grundwassermodells können sowohl Ist-Zustände als auch Prognosen für die räumliche und zeitliche Entwicklung des Grundwassers und dessen Inhaltsstoffe berechnet werden.

Zur Anwendung kam die Groundwater Modelling System (GMS) Software. Sie enthält umfangreiche graphische Schnittflächen zur Interpolation der Beschaffenheit des Untergrundes sowie das auf dem Verfahren der Finiten Differenzen basierende dreidimensionale ortsdiskrete Programmsystem MODFLOW (MCDONALD & HARBAUGH, 1988) in seiner 2000er Version. Außerdem ist ein dreidimensionales Massentransportmodell (MT3D) implementiert, welches mit dem MODFLOW-Modell verknüpft ist und Advektion und Dispersion simuliert.

Das Grundwassermodell wurde mit Hilfe eines hydrogeologischen Konzeptmodells aufgebaut und mit quantitativen Angaben belegt. Das erarbeitete Modell soll die Simulation von Strö-

mungsvorgängen im Grundwasserleiter ermöglichen und gleichzeitig die natürlichen Verhältnisse hinreichend genau wiedergeben.

Beim Finite Differenzen Verfahren wird das hydraulische Potential (Druck- und Lagepotential = Grundwasserspiegelhöhe) für jede einzelne Zelle berechnet. Dazu werden die partiellen Differentialgleichungen in einen Satz von Differenzgleichungen umgeformt. Diese errechnen auf Basis der Eingangsdaten (z.B. Transmissivitätsverteilung, Randbedingungen) die Grundwasserstände und die Bilanz aller Zu- und Abflüsse an den einzelnen Randbedingungs-elementen. Das Differenzenverfahren ist programmtechnisch relativ einfach zu handhaben. Allerdings werden Approximationen immer nur an den Stützstellen, die durch das Raster vorgegeben sind, berechnet. Zwischenwerte erhält man durch Interpolation zwischen den Stütz-werten.

Die verwendeten Gleichungen zur Beschreibung der dreidimensionalen Grundwasserströmung findet man in MCDONALD & HARBAUGH (1988). Eine vollständige Zusammenstellung der physikalischen Grundlagen sind in zahlreichen Lehrbüchern wie z.B. BEAR & VERRUIJT (1987), ANDERSON & WOESSNER (1991), BUSCH ET AL. (1993), KINZELBACH & RAUSCH (1995), HOLZBECHER (1996) oder SPITZ & MORENO (1996) enthalten.

Um die Strömungsgleichung lösen zu können, sind Anfangs- und Randbedingungen erforderlich. Die Anfangsbedingungen bestehen aus einer gegebenen Grundwasserspiegelhöhenverteilung zum Zeitpunkt des Simulationsbeginns. Es gibt drei verschiedene Arten von Randbedingungen. Bei der Randbedingung erster Art wird ein hydraulisches Potential vorgegeben, bei der Randbedingung zweiter Art Zu- oder Abflüsse und die Randbedingung dritter Art ist eine Kombination der beiden vorangegangenen Arten. Sie schreibt eine Linearkombination im Falle eines Zu- bzw. Abflusses, der von der Differenz der hydraulischen Höhe abhängig ist, vor. Bei stationärer Strömung muss zumindest an einem Punkt des Modellgebietes eine Randbedingung erster oder dritter Art gegeben sein, um die Eindeutigkeit der Lösung zu gewährleisten. Im instationären Fall wird die Eindeutigkeit bereits durch die Anfangsbedingungen bestimmt (KINZELBACH & RAUSCH, 1995).

In der vorliegenden Arbeit wurde von einer stationären Grundwasserströmung ausgegangen, während der Stofftransport in Jahresschritten berechnet wurde. Die Anpassung des Strömungsmodells erfolgte auf Grundlage des Grundwasser-Isohypsenplans (Kap. 4.1.1.3). Als Randbedingungen wurden hydraulische Potentiale (constant heads) sowie Zu- und Abflüsse in Form von Grundwasserneubildung (recharge) und Förderbrunnen (well) eingegeben.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Nitratbelastungssituation

5.1.1 Wasserqualität und Grundwasserdynamik

5.1.1.1 Grundwasserqualität

Nitratverteilung

Die Karte in Abb. 5-1 zeigt die räumliche Verteilung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Dabei wurden die über den Bearbeitungszeitraum gemittelten Werte der einzelnen Probenahmestellen (zur Zuordnung bitte die Abb. 4-1: „Karte der Probenahmestellen“ mit aufgeschlagen) mit Hilfe der IDW-Methode (siehe Kap. 4.1.1.3) auf die Fläche interpoliert. Die Grundwasserströmung blieb dabei unberücksichtigt.

Großflächig hohe Nitratbelastungen von 50 - 100 mg/l treten südlich der Trinkwasserschutzzone III auf (Abb. 5-1). Dabei ist die Probenahmestelle Z15 mit durchschnittlich 291,4 mg/l sehr stark kontaminiert. Dort existierte bis in die 1970er Jahre eine Silageanlage, die als Ursache für diese hohen Werte anzunehmen ist (siehe unten). Sie muss als punktuelle Belastungsquelle angesehen werden.

Auch im südlichen bzw. südwestlichen Randbereich der TWSZ III existieren mit den Probenahmestellen 15 (Teich Lützschera, GW-gespeist) und 4 (Schachtbrunnen der ehemaligen Molkerei) zwei Lokalitäten mit hohen Nitratwerten von 95 mg/l bzw. 122 mg/l. Ansonsten liegt die Nitratbelastung innerhalb des Trinkwasserschutzgebietes zumeist unter 50 mg/l. Eine Ausnahme bildet Probenahmestelle 3 (Pulsitz) mit einer sehr hohen Nitratkonzentration von durchschnittlich 110 mg/l (mit einer Schwankungsbreite von 20 bis 455 mg/l, Abb. 5-2). Die Probenahmestelle liegt im Hof eines landwirtschaftlichen Betriebes. Es ist anzunehmen, dass diese hohen Werte und die starken Schwankungen mit der Nutzung des näheren Umfeldes zusammenhängen. Da sie im Abstrombereich der Brunnengalerie Jahna-Aue I liegt, beeinflusst sie diese nicht.

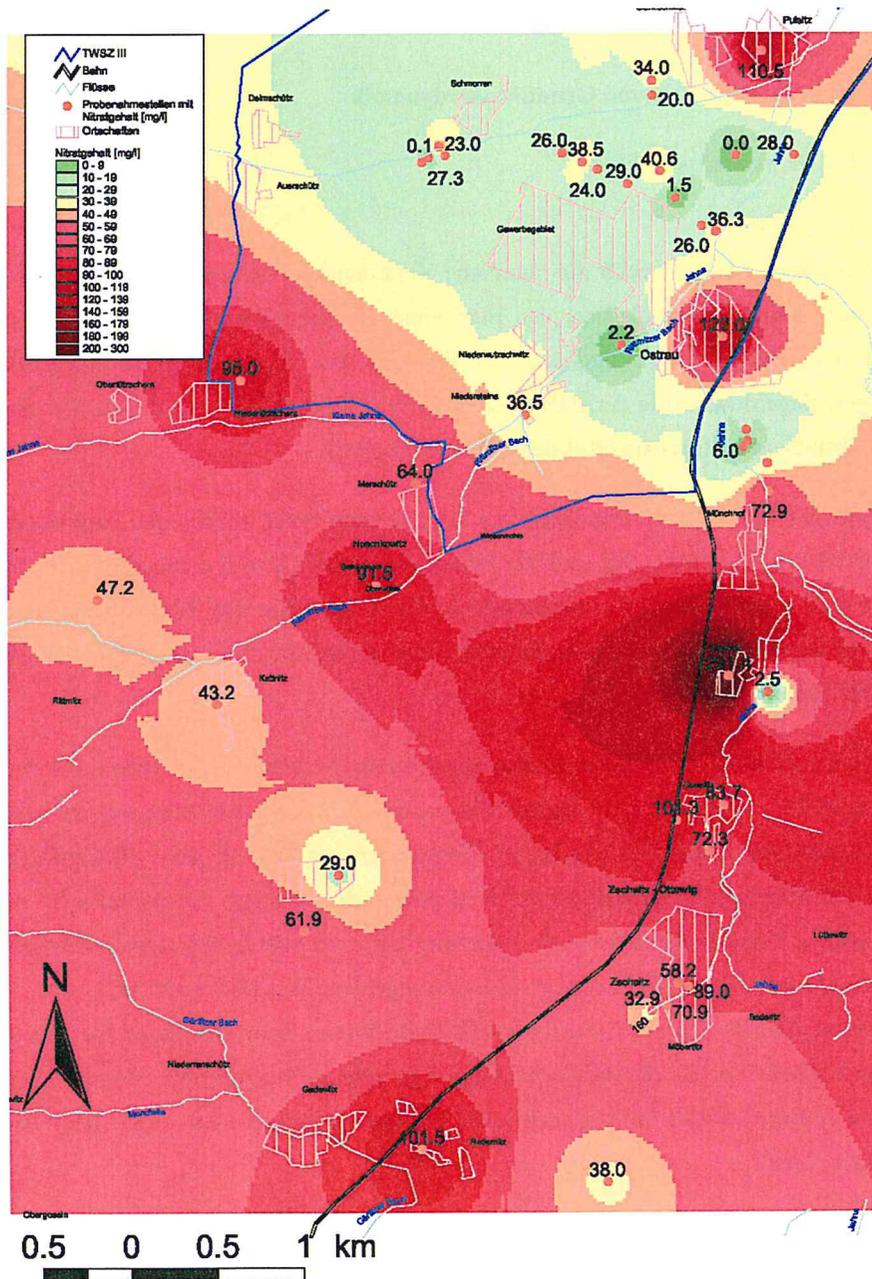


Abb. 5-1: Nitratverteilung im Grundwasser

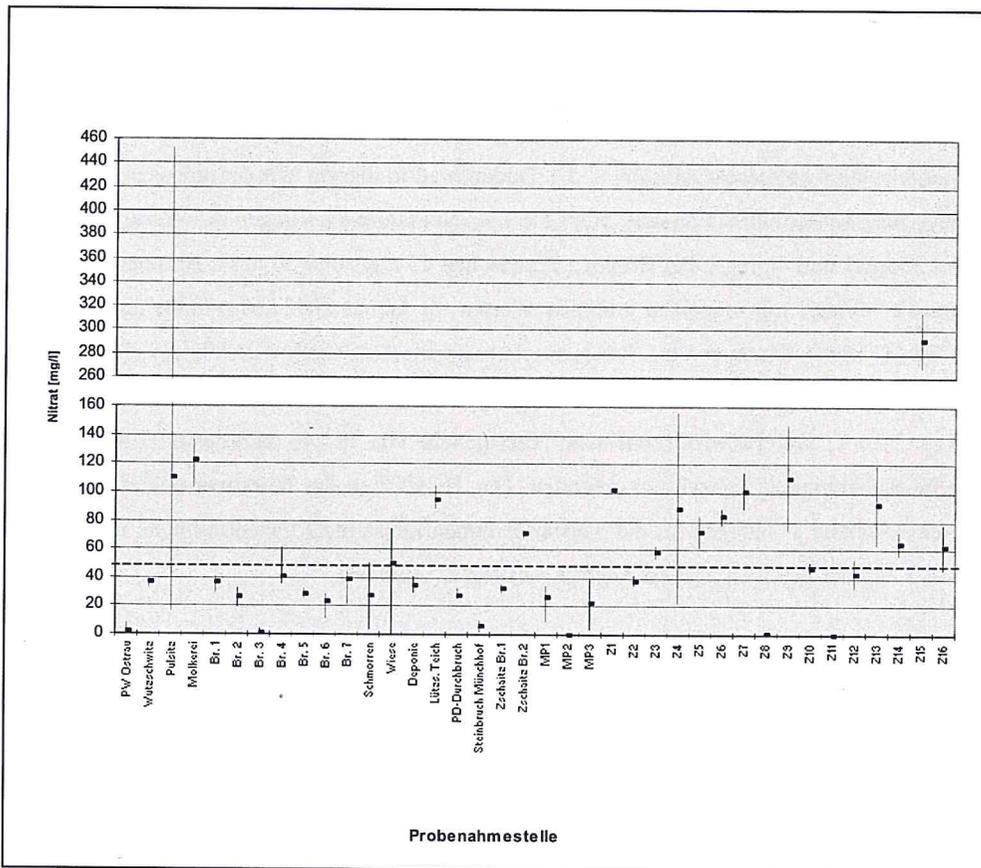


Abb. 5-2: Mittlere Nitratgehalte des Grundwassers mit maximalen Abweichungen

Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen

Zur Beurteilung der zeitlichen Entwicklung der Nitratkonzentrationen wurden zunächst alle bereits bekannten Daten von der DOWW, dem Gesundheitsamt Döbeln, G.E.O.S. (1993, 1998, 1999) und dem sächsischen LfUG zusammengetragen und aufbereitet. Da zum Teil keine genauen Ortsangaben der Probenahme enthalten waren, war die Auswertung der Daten nur begrenzt möglich. Es konnten nur für die Brunnengalerien Jahna-Aue I und Jahna-Aue II Zeitreihen ab 1992 aufgestellt werden (Abb. 1-1, Anhang 10). Da pro Jahr meist nur sehr wenige Messungen vorhanden sind, müssen diese als Stichproben angesehen werden. Sie zeigen also nur Tendenzen der Entwicklung auf, die aber Anzeichen für einen zukünftigen Nitratanstieg erkennen lassen.

Die Nitratgehaltsentwicklung in den Brunnen der Galerie Jahna-Aue I über die vergangenen zwei Jahre ist Abb. 5-3 dargestellt. Der Brunnen 3 weist mit 0 - 3,66 mg/l die niedrigsten Werte auf. Die geringen Konzentrationen sind darauf zurückzuführen, dass dieser Brunnen nur Wasser aus einer tieferen Ebene des Aquifers fördert, welche von der darüberliegenden durch eine mehr oder weniger durchgängige schwer durchlässige Schluff bzw. Geschiebemergelschicht abgedeckt ist (Abb. 3-5.). Dadurch ist in diesem Wasser nur wenig nitratbelastetes Jungwasser enthalten (siehe Kap. 5.1.1.4). Bei Brunnen 1 liegen die Werte zwischen etwa 35 mg/l und 40 mg/l, bei Brunnen 2 zwischen 25 mg/l und 30 mg/l. Brunnen 4 schwankt um die 40 mg/l mit einzelnen erhöhten Werten im Januar 2002 (61,6 mg/l) und September 2002 (47 mg/l). Brunnen 5 bis 7 weisen relativ konstante Gehalte von 30 mg/l (Br.5), 25 mg/l (Br.6) und 40 mg/l (Br.7) auf. Diese Werte stimmen gut mit denen vom MP 1 überein (siehe Kap. 5.2.1.1), welcher im Grundwasser Nitratgehalte von 30 - 40 mg/l besitzt. Eine jahreszeitliche Abhängigkeit ist nicht zu erkennen. Die Trendlinien der Nitratwerte über diesen Zeitraum (Anhang 11) zeigen für die meisten Brunnen konstante Konzentrationen, nur bei Brunnen 6 und bei Brunnen 3 ist ein leichter Anstieg zu erkennen.

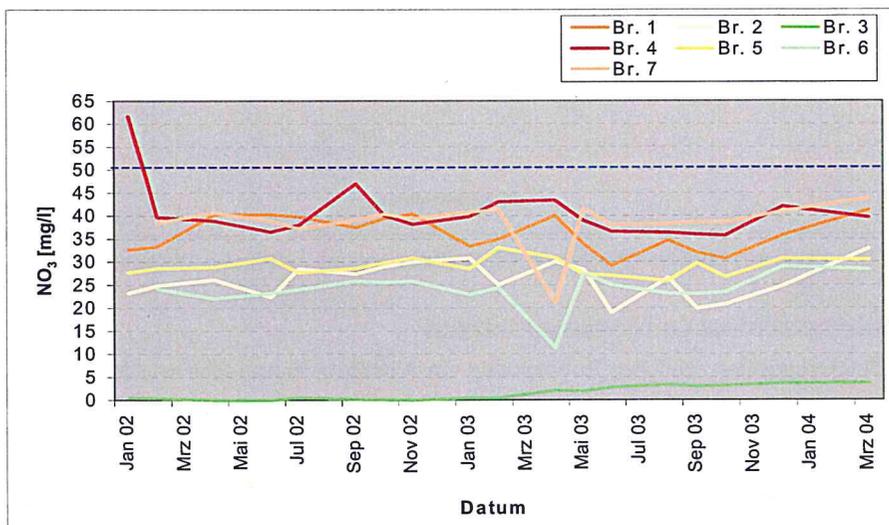


Abb. 5-3: Nitratentwicklung in der Brunnengalerie Jahna-Aue I während des Untersuchungszeitraumes

Auch die Trendlinien der Nitratwertentwicklung seit 1992 (Anhang 10) lassen für den Großteil der Brunnen kaum noch ein Anstieg erkennen: die Werte scheinen sich zurzeit zu stabilisieren. Eine Ausnahme bilden Brunnen 6 und 7, dort steigen die Nitratkonzentrationen weiterhin stetig. Bei Brunnen 3 hingegen ist trotz des leichten Anstiegs im letzten Untersuchungs-jahr insgesamt ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen.

Die Nitratgehalte der anderen Probenahmestellen innerhalb der TWSZ III sind in Abb. 5-4 dargestellt. Das alte Pumpwerk in Ostrau (1) weist nur geringe Konzentrationen von 0 - 8 mg/l auf (wahrscheinlich eher 8 mg/l, da nur bei erster und letzter Probenahme gepumpt und somit nur diese Werte repräsentativ, siehe S. 77). Hingegen enthält der Brunnen in Wutzschwitz (2) konstant knapp 40 mg/l Nitrat. Die Nitratgehalte der ehemaligen Molke-
 rei (4) liegen mit 105 - 138 mg/l klar über dem Grenzwert, allerdings ist ein leichter Abwärts-
 trend zu erkennen. Auch die im Teich in Lützschera (15) gemessenen Nitratgehalte von
 110 mg/l liegen erheblich über dem Grenzwert. Das Nitrat im Hausbrunnen Schmorren (12)
 schwankt zwischen 2,5 mg/l und 48 mg/l. Die Ursache dürfte die intensive Gartennutzung im
 Umfeld des Brunnens sein. Bei dem etwas nördlicher auf einer Wiese gelegenen Pegel (13) ist
 dagegen ein deutlicher Anstieg von 30 mg/l zu Beginn der Untersuchungen auf 75 mg/l bis
 zum März 2004 festzustellen. Aufgrund des niedrigen Redoxpotentials (Redoxwerte bis
 -271 mV) und nahezu anaeroben Bedingungen (Sauerstoffgehalt etwa 0,5 mg/l) wird das aus
 der organischen Bodensubstanz mineralisierte Ammonium des Grundwassers nur langsam o-
 xidiert, daher wurden hier erhöhte Ammoniumwerte von 0,5 - 2,9 mg/l gemessen. Die im
 Abstrom der Brunnengalerie Jahna-Aue I gelegenen Probenahmestellen 14 (Deponie) und 3
 (Pulsitz) weisen kaum Gemeinsamkeiten im Nitratverlauf auf. Die Deponie liegt bei Werten
 zwischen 30 mg/l und 40 mg/l. In Pulsitz hingegen schwanken die Gehalte zwischen 22 mg/l
 und 450 mg/l. Die Ursachen für diese Schwankungen wurden oben erläutert.

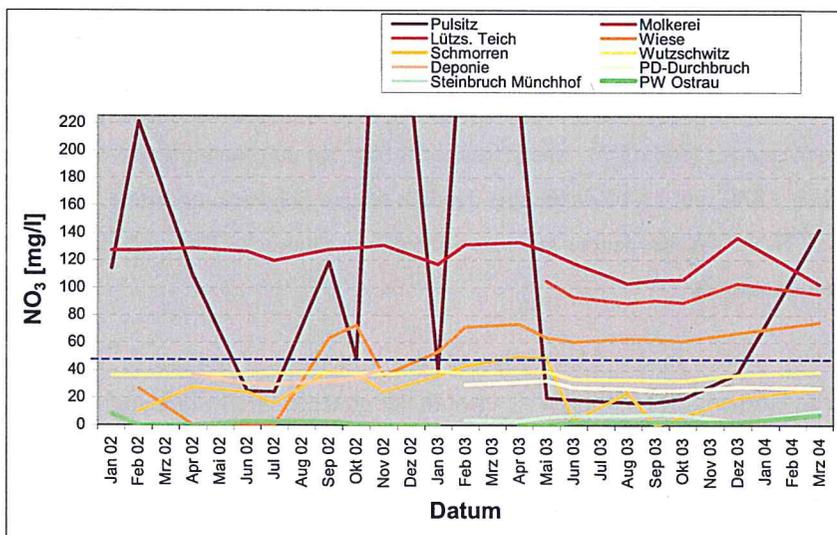


Abb. 5-4: Nitratentwicklung weiterer Probenahmestellen während des Untersuchungszeitraumes

Außerdem wurden noch die Grundwässer des Plattendolomits beprobt. Allerdings wurden mit Nitratwerten von etwa 5 mg/l (20 = Münchhof) und 30 mg/l (16 = Plattendolomit-Durchbruch) keine außergewöhnlich hohen Gehalte analysiert. Für die Deponie Münchhof liegen vereinzelte Werte seit 1992 aus diversen Gutachten vor. Der höchste gemessene Nitratgehalt lag dort bei 40 mg/l.

Insgesamt weisen die Probenahmestellen über den Untersuchungszeitraum relativ stabile Nitratverhältnisse im Grundwasser auf. Ausnahmen bilden aus den oben genannten Gründen die Probenahmestellen 3 (Pulsitz) und 12 (Schmorren). Nur das Wasser des auf der Wiese gelegenen Pegels (13) zeigt einen deutlichen Anstieg der Nitratkonzentrationen, wohingegen bei 4 (Molkerei) ein leichter Rückgang zu verzeichnen ist.

An keiner Probenahmestelle wurde Nitrit nachgewiesen. Auch die Ammoniumkonzentrationen lagen, mit Ausnahme des Wiesenstandortes (13), deutlich unter dem Grenzwert von 0,5 mg/l.

Isotopenvariationen im Nitrat

Die Auswertung der Isotope des Nitrates dient vor allem der Quellenzuordnung. Es lässt sich feststellen, ob das Nitrat von organischer Düngung, mineralischer Düngung oder der organischen Bodensubstanz stammt.

Die $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte für die Brunnen 1 und 2 liegen mit 3,7 - 6,5 ‰ (durchschnittlich rund 5,3 ‰) etwas unter denen von Brunnen 6 und 7 mit Werten von 4 - 7,7 ‰ (durchschnittlich rund 6,3 ‰). Brunnen 4 und 5 weisen mit 6,7 - 10 ‰ (durchschnittlich rund 8 ‰) dagegen höhere Werte auf (Abb. 5-5). Auch Brunnen 3 liegt bei durchschnittlich 8 ‰, hat mit Werten zwischen 3,8 ‰ und 11,4 ‰ aber eine deutlich höhere Schwankungsbreite. Die unterschiedlichen $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte deuten auf unterschiedliche räumliche Herkunft des Nitrates in den Förderbrunnen hin.

Insgesamt wurden in den Messstellen für das Grundwasser mittlere $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte von 5 - 10 ‰ bestimmt. Damit liegen sie etwa in der gleichen Größenordnung. Die Werte weisen auf organische Bodensubstanz (Kap. 4.1.1.2. und Abb. 5-6 S.78) als Quelle für das Nitrat hin. Auch die maximalen Abweichungen liegen mit 1,8 ‰ und 11,4 ‰ im Bereich der organischen Bodensubstanz. Ausnahmen bilden die Messstellen 1 (PW Ostrau) und 12 (Schmorren).

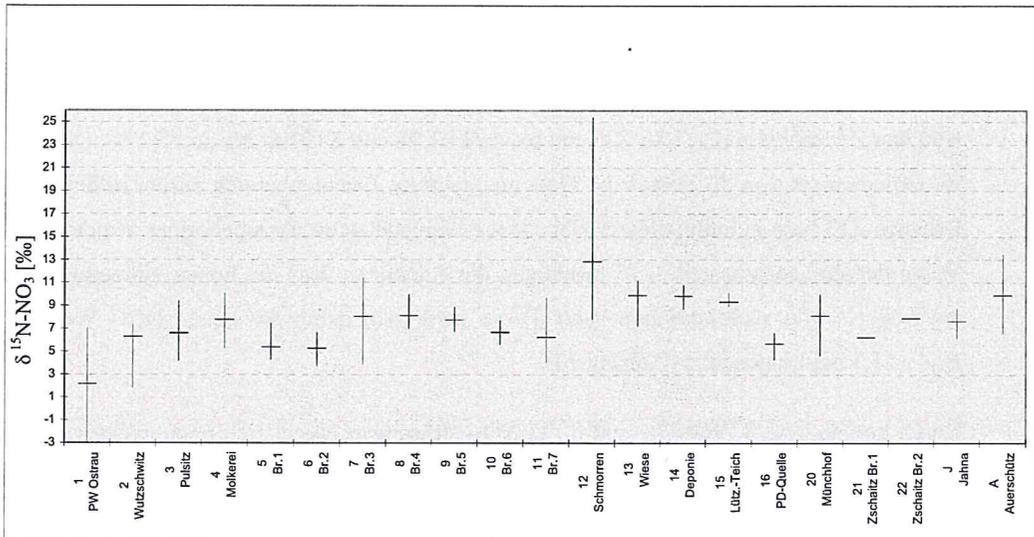


Abb. 5-5: Mittlere $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte im Grundwasser und ihre maximalen Abweichungen

Die Entnahmestelle in Ostrau weist mit durchschnittlich 2,1 ‰ wesentlich niedrigere $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte auf als die anderen Entnahmestellen. Die Werte schwanken zwischen -2,9 ‰ und 7,0 ‰ im zeitlichen Verlauf sehr stark. Sie weisen eher auf synthetischen Dünger als Nitratquelle hin. Geht man allerdings davon aus, dass nur die erste und die letzte Probenahme repräsentativ ist (siehe S. 77), liegen die $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte wahrscheinlich bei 7,0 ‰ (Anhang 12). Somit würden sie auf organische Bodensubstanz als Nitratquelle hinweisen (Kap. 4.1.1.2. und Abb. 5-6). Allerdings ist in diesem Brunnen kaum Nitrat enthalten (siehe Abb. 5-2).

Der Brunnen in Schmorren hat mit 12,8 ‰ einen Mittelwert für $\delta^{15}\text{N-NO}_3$, der auf Nitratreitrag durch Jauche oder Gülle schließen lässt. Auch bei dieser Messstelle schwanken die $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte im zeitlichen Verlauf mit 7,8 ‰ bis 25,4 ‰ sehr stark. Eine jahreszeitliche Abhängigkeit ist nicht zu erkennen (Anhang 12). Wie oben erwähnt, befindet sich dieser Brunnen in einem Hausgarten und die starken Schwankungen der Nitrat- und $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte sind auf die Gartennutzung zurückzuführen.

Ansonsten sind die $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte der anderen Probenahmestellen mit Schwankungsbreiten von ± 2 ‰ über die Zeit relativ konstant, ausgenommen ist der schon oben genannte Brunnen 3 der Jahna-Aue I (Anhang 12).

Auch die Messstellen südlich der Trinkwasserschutzzone III liegen mit $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werten zwischen 6 ‰ und 12 ‰ (Anhang 12) im Bereich der organischen Bodensubstanz. Ausnahmen, die teilweise deutlich auf den Einfluss organischen Düngers als Nitratquelle hinweisen, sind hier Z3 mit bis zu 21,7 ‰, Z13 mit bis zu 14,1 ‰ und Z15 mit bis zu 15,2 ‰. Das Nitrat im Grundwasser von Z3 ist auf die Gartennutzung im Brunnenbereich zurückzuführen. Der Brunnen Z13 liegt in unmittelbarer Nähe eines Pferdstalles mit dazugehöriger Weide und die Werte der Probenahmestelle Z15 bestätigen die Annahme, dass die hohen Nitratgehalte auf ein früheres Silo zurückzuführen sind. Diese wird auch durch die hohen DOC Werte von 12,4 - 21,7 mg/l unterstützt (Anhang 13).

Durch kombinierte $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ - und $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ -Messungen lassen sich noch exaktere Aussagen über die möglichen Quellen des Nitrates treffen. Abb. 5-6 gibt zu erkennen, dass es sich in den meisten Fällen um organische Bodensubstanz handelt und bestätigt somit die Ergebnisse aus den $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Messungen. Organischer Dünger spielt dagegen nur bei Schmorren (12), Z15 und Z3 eine Rolle.

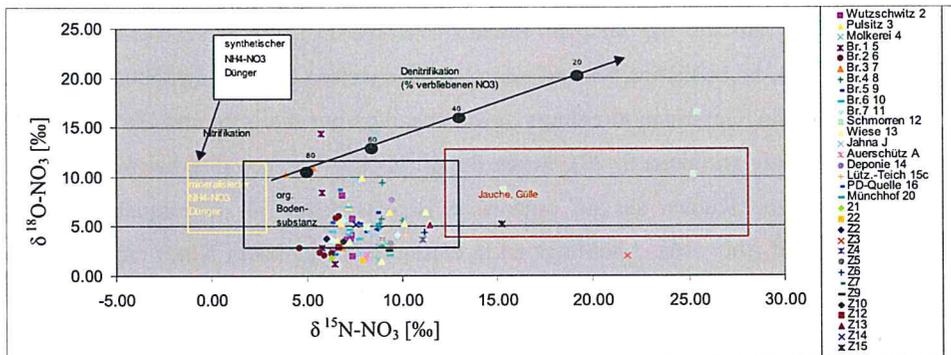


Abb. 5-6: $^{15}\text{N-}^{18}\text{O}$ -Verhältnisse vom Nitrat im Grundwasser und die Zuordnung von Stickstoffquellen

Eindeutige Denitrifikationsprozesse sind aus den Isotopendaten nicht zu identifizieren. Beim Brunnen in Schmorren scheint in Abb. 5-6 eine Denitrifikation erkennbar zu sein. Allerdings werden hier nur die Proben beurteilt, an denen ^{15}N und ^{18}O des Nitrates gleichzeitig gemessen wurden. Die starken Variationen der $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte (Anhang 12) deuten dagegen auf Zuzmischung von nitratbelastetem Sickerwasser hin.

Trotz unterschiedlich hoher Nitratgehalte in den einzelnen Entnahmestellen weisen die Isotopenuntersuchungen also auf die gleiche Belastungsquelle hin, die mineralisierte organische Bodensubstanz. Diese ist natürlich auch durch das Düngeverhalten geprägt, da aufgebrauchte

Nährstoffe im Boden umgesetzt und in organische Bodensubstanz umgewandelt werden können. Außerdem konnten KUZYAKOV & BOL (2004) nachweisen, dass nach Stimulation der Bodenorganismen durch Dünger auch die organische Bodensubstanz besser abgebaut werden kann. Somit kann in ihr gebundener Stickstoff freigesetzt werden. Des Weiteren ist durch die lange Anwendung von Wirtschaftsdüngern die Stickstoffmineralisation in vielen Böden wesentlich höher als die Stickstoffimmobilisierung (DVWK, 1996b).

Hydro- und Isotopenchemie von Wasser und Sulfat

Aus dem Piper-Diagramm (Abb. 5-7) ist zu erkennen, dass es sich um ein homogenes Grundwasser des Typs Ca-Mg-HCO₃ handelt. Die hohen Ca- und HCO₃-Anteile des Grundwassers weisen auf den Einfluss des Plattendolomites hin. Des Weiteren ist zu erkennen, dass Sulfat verhältnismäßig wenig auftritt, Denitrifikation durch Pyritoxidation also ausgeschlossen werden kann. Auch Chlorid ist kaum vorhanden. Die Beeinflussung des quartären Grundwassers durch altes Kluftwasser ist hydrochemisch nicht nachzuweisen, da die Mineralisation der unterschiedlichen Wässer recht ähnlich zu sein scheint.

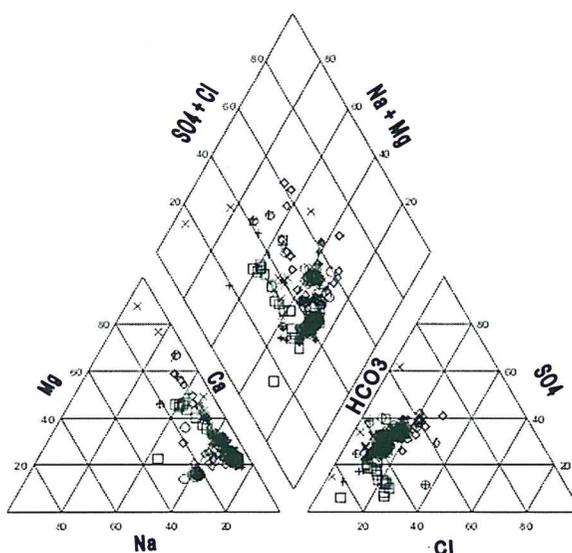


Abb. 5-7: Ionenverhältnisse im Piper-Diagramm

Die Sulfatgehalte der Brunnengalerie Jahna-Aue I sind weitestgehend konstant und liegen im Schnitt zwischen 120 mg/l und 130 mg/l (Anhang 13). Bei Brunnen 3 ist die Sulfatkonzentration mit 95 - 100 mg/l etwas geringer und bei Brunnen 7 mit durchschnittlich 170 mg/l etwas höher. Die $\delta^{34}\text{S-SO}_4$ -Werte sind mit 2,7 - 4,4 ‰ (Anhang 12) in allen Brunnen in etwa gleich und entsprechen der Grundwassersignatur vieler quartärer Aquifere im nördlichen Sachsen (KNÖLLER & TRETTIN, 2003). Eine Ausnahme bildet wieder Brunnen 3, der durch Mischung mit Wasser des Plattendolomites Werte von 1,3 - 2,6 ‰ aufweist (Anhang 12).

Die Sulfatkonzentrationen in den übrigen Probenahmestellen sind sehr unterschiedlich, allerdings liegen die $\delta^{34}\text{S-SO}_4$ -Werte fast überall bei 3,0 - 8,0 ‰ (Anhang 12 und 13), was auf

anthropogene Sulfatquellen hinweist (KNÖLLER & TRETTIN, 2003). Die niedrigen $\delta^{34}\text{S-SO}_4$ -Werte von -0,9 - 1,0 ‰ des Plattendolomitwassers in Münchhof (20) deuten auf geringeren Einfluss anthropogenen Sulfateintrags und somit auf älteres Grundwasser als im quartären Grundwasserkörper hin.

Besonders interessant ist die Sulfatkonzentrationsentwicklung des alten Pumpwerk Ostrau (1), welche von 76,6 mg/l zu Beginn der Messungen (01/02) auf 8,9 mg/l (12/03) zurückgegangen ist (Anhang 13); parallel dazu sind die $\delta^{34}\text{S-SO}_4$ -Werte von 1,0 ‰ auf 22,0 ‰ angestiegen (Anhang 12). Im März 2004 wurden wieder Sulfatwerte von 62,6 mg/l mit $\delta^{34}\text{S-SO}_4$ von 2,2 ‰ gemessen. Dieses Phänomen ist auf den schlechten Austausch des Brunnenwassers mit dem umgebenden Grundwasser zurückzuführen. Es wurde nur zum Beginn der Probenahme-kampagne im Januar 2002 gepumpt, diese Werte sind also als repräsentativ für das Grundwasser anzunehmen. Danach wurde das Wasser nur geschöpft. Da kein neues Grundwasser zuströmte, wurde das vorhandene Sulfat zu Schwefelwasserstoff reduziert, dadurch sinkt die Sulfatkonzentration und ^{34}S wird angereichert. Im März 2004 wurde bei der Probenahme wieder gepumpt und es stellten sich ähnliche Werte wie bei der ersten Probenahme ein. Man kann also davon ausgehen, dass die Sulfatgehalte im Grundwasser an dieser Stelle bei 60 - 80 mg/l, mit $\delta^{34}\text{S-SO}_4$ -Werten von 1,0 - 2,5 ‰ liegen (Anhang 12 und 13). Dieses Beispiel zeigt, dass im Aquifer ein hydro- und isopenchemisch nachweisbares Sulfatreduktionspotential bei geringen Fließgeschwindigkeiten vorhanden ist.

Starke Schwankungen treten bei Pulsitz 3 (117 - 405 mg/l; $\delta^{34}\text{S-SO}_4$ -Werte: 1,7 - 5,1 ‰) auf, wobei die hohen Sulfatwerte mit den hohen Nitratwerten korrespondieren und somit auch auf die Nutzung des näheren Umfeldes im Hof eines landwirtschaftlichen Betriebes als Ursache hindeuten.

Die hohen Sulfatgehalte von 800 - 1000 mg/l (Anhang 12) bei Z15 sind auf Auswaschungerscheinungen durch die schon erwähnte ehemalige Silagelagerung in Brunnennähe zurückzuführen. Auch der $\delta^{34}\text{S-SO}_4$ -Wert von 4,0 ‰ deutet auf anthropogene Sulfatquellen hin (KNÖLLER & TRETTIN, 2003).

Die $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur des Grundwassers über den Untersuchungszeitraum variiert im Wesentlichen zwischen -8,5 ‰ und -9,5 ‰ (Abb. 5-8) und entspricht damit der regionalen Niederschlagssignatur (UFZ-Wetterstation Leipzig im IAEA/WMO-GNIP). Die Brunnen und Pegel, die direkt an den Hauptaquifer angebunden sind, weisen über den Verlauf von mehr als zwei Saisonperioden nur kleine Variationen um die Standardabweichung ($\pm 0,1$ ‰) aus. Der ergie-

bige Aquifer dämpft nahezu alle saisonal im Isotopenwert geprägten Niederschläge, wodurch die Brunnen 1 bis 7 und auch der Hausbrunnen Wutzschwitz eine gleichförmige Signatur in $\delta^{18}\text{O}$ aufweisen. Die Plattendolomitquelle scheint nach den δ -Werten auch so stark Grundwasser gebunden zu sein, dass Niederschläge keinen Einfluss auf die Isotopensignatur haben.

Die Brunnen Schmorren, Pulsitz und Ostrau stehen dagegen deutlich mit Oberflächenwasser-einträgen aus Niederschlägen in Verbindung. Es sind Schachtbrunnen. Daher ist anzunehmen, dass es sich um preferentielles Fließen entlang der Brunnenwand handelt. Die Brunnen Schmorren und Ostrau zeigen für die Jahre 2002 und 2003 im Verlauf des Jahres zum Sommer und verzögert zum Herbst hin eine Anreicherung im ^{18}O -Gehalt, wie es auch dem Jahresgang des Niederschlages in $\delta^{18}\text{O}$ entspricht (siehe IAEA/WMO-GNIP Daten der UFZ Wetterstation Leipzig). Der Winterniederschlag hat dagegen in der Regel einen geringeren ^{18}O -Gehalt: $\delta^{18}\text{O}$ (November/Dezember 2002) $-13,03\text{‰}/-13,91\text{‰}$ (IAEA/WMO-GNIP Daten der UFZ Wetterstation Leipzig). Deutlich ist dies bei Schmorren und Pulsitz im Winter 2002/2003 sowie bei Schmorren und verzögert bei Ostrau in 2003/2004 zu sehen. Der Brunnen in Schmorren scheint dabei am stärksten durch Niederschlagseinträge beeinflusst zu werden, wie die starken Variationen im Juli 2002 und Januar 2003 deutlich machen. Hier fehlt offensichtlich die Pufferung durch den intensiven Austausch mit dem Grundwasser. Der Nitratgehalt mit großen Schwankungen zwischen 2,5 mg/l und 48,0 mg/l bestätigt die Anfälligkeit

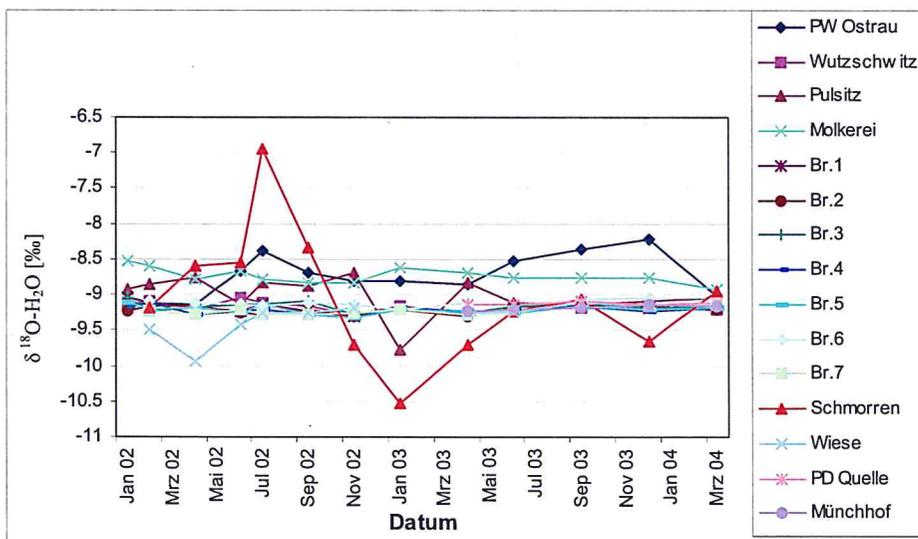


Abb. 5-8: ^{18}O -Verlauf des Grundwassers über den Untersuchungszeitraum

des Brunnens in Schmorren für Niederschlag und Oberflächenwassereinträge.

Im Isotopenwert laufen die Graphen der Brunnen Schmorren und Ostrau parallel mit dem Graphen des Flusswassers (Abb. 5-8, Abb. 5-11), was wiederum den Einfluss von oberflächlich eingetragenen Wasser (Niederschlag) auf die Brunnen verdeutlicht.

5.1.1.2 Oberflächenwasserqualität

Die wichtigsten Vorfluter in der TWSZ III sind die Jahna und das Auerschützwasser. Allerdings führt das Auerschützwasser nur temporär Wasser. Aus diesem Grund konnten auch keine kontinuierlichen Beprobungen vorgenommen werden.

Zur Jahna lagen Nitratwerte vom LfUG Leipzig vor die belegen, dass die Konzentration an Nitrat im Flussverlauf nur gering schwankt (Abb. 5-9). Somit genügt eine Messstelle, um die Situation dieses Vorfluters im Untersuchungsgebiet ausreichend zu beschreiben.

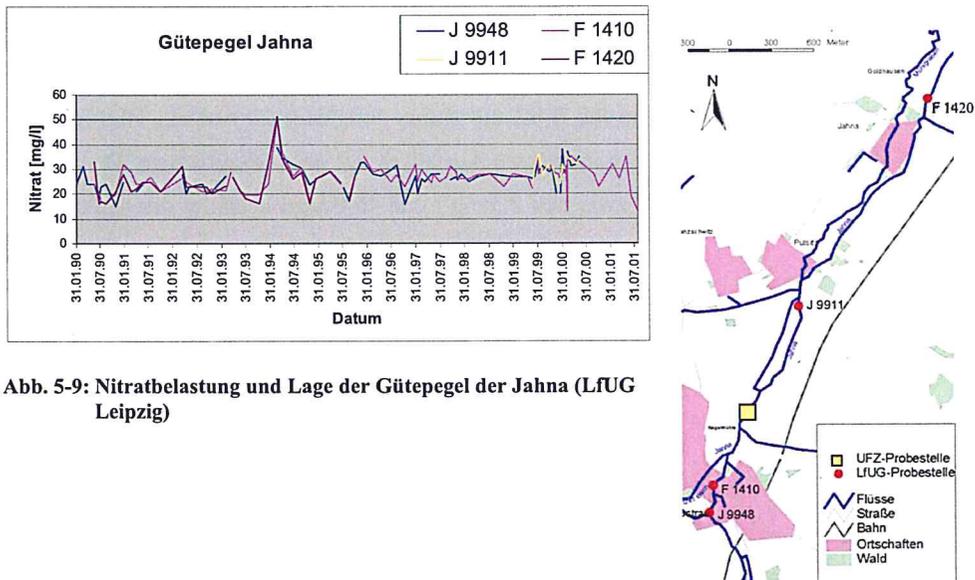


Abb. 5-9: Nitratbelastung und Lage der Gütepegel der Jahna (LfUG Leipzig)

Die Jahna weist während des Untersuchungszeitraums relativ konstante Nitratkonzentrationen von 30 mg/l mit vereinzelten Abweichungen von 12 - 42 mg/l (Abb. 5-10) und $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werten von 7,1 - 8,5 ‰ auf. Als stärkster Vorfluter im Untersuchungsgebiet konnte im Aquifer weder im Nitrat noch in $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ ein Einfluss der Jahna auf das Grundwasser abgeleitet werden. Dies gilt auch für das Auerschützwasser, welches mit Nitratwerten zwischen

23 - 70 mg/l (Abb. 5-10) stärker schwankt. Die $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte bewegen sich von 6,5 - 9,5 ‰ (nach Starkregen im Aug. 2002: 13,5 ‰, Anhang 12).

Die Nitritwerte liegen bei beiden Vorflutern zwischen 0 und 0,8 mg/l (Anhang 13). Nach dem Starkregen im August 2002 wurden allerdings 3,9 mg/l im Auerschützwasser gemessen und auch der $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Wert war mit 13,5 ‰ deutlich höher als üblich. Das lag daran, dass das Auerschützwasser das oberflächlich abfließende Wasser aufnahm, welches viele erodierte Bodenpartikel enthält. Ammonium liegt in Konzentrationen von 0 - 1 mg/l in der Jahna, bzw. 0,5 - 7 mg/l im Auerschützwasser vor (Anhang 13).

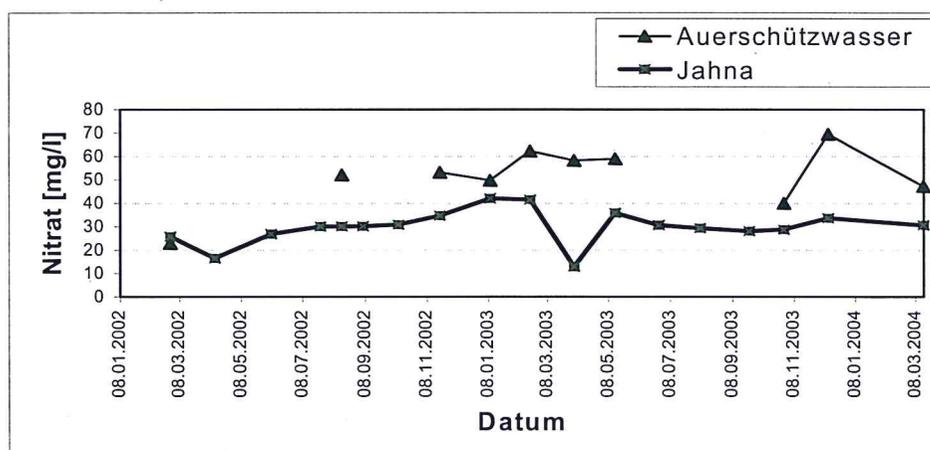


Abb. 5-10: Nitrat-Verlauf in der Jahna und im Auerschützwasser während des Untersuchungszeitraumes

Außerdem wurden stichprobenartig weitere Oberflächengewässer wie der Stausee in Baderitz, der künstlich angelegte Teich in Ostrau und die Probestelle Z11 (siehe Abb. 4-1) untersucht. Nur im Stausee Baderitz konnte Nitrat (7 mg/l) überhaupt nachgewiesen werden. Diese Gewässer stellen somit keine Grundwasserbelastungsgefahr dar.

Die Jahna zeigt im $\delta^{18}\text{O}$ des Wassers einen Jahresgang (Abb. 5-11) und macht auch die unterschiedlichen Witterungsbedingungen der Sommer 2002 und 2003 deutlich. Im Verlauf des Sommers (Juni bis September) 2002 schwanken die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte stark zwischen -9,1 ‰ und -8,1 ‰. Der Starkniederschlag um den 12.08.02 mit ca. -9,5 ‰ bis -9,8 ‰ (UFZ Wetterstationen Bad Lauchstädt und Leipzig) scheint sich in der Jahna erst ca. 15 Tage später im Basisabfluss bei -9,1 ‰ zu zeigen. Wiederum kann der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert am 29.08.02, der an ^{18}O relativ angereichert ist, auf eine Drainage der oberen Bodenschichten nach der starken Durchfeuchtung hinweisen.

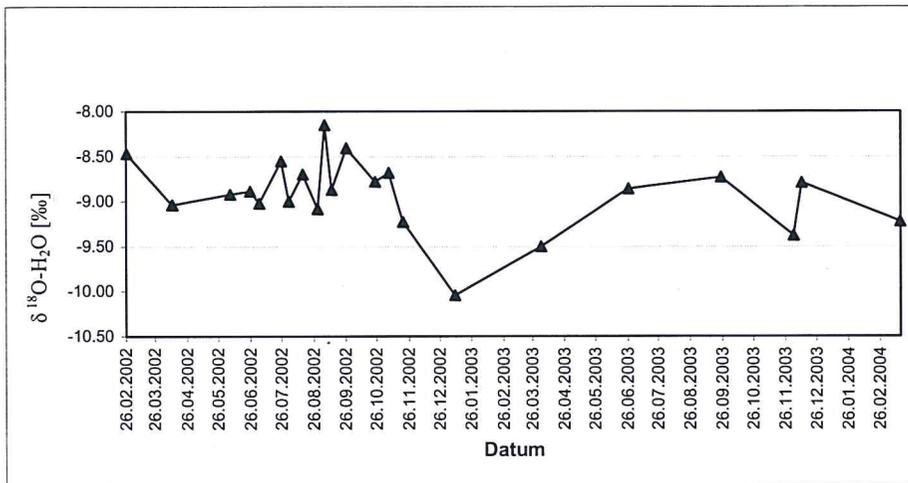


Abb. 5-11: Zeitlicher Verlauf der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Wassers in der Jahna

5.1.1.3 Grundwasserdynamik

Isohypsenplan

Die Hydroisohypsenkarte wurde nach einer Stichtagsmessung vom 15.03.2004 erstellt. Da nur im Zentrum des Untersuchungsgebietes ausreichend Messstellen vorhanden waren, mussten für den östlichen und westlichen Randbereich Daten aus früheren (ab Ende der 1960er Jahre), heute nicht mehr vorhandenen Bohrungen hinzugezogen werden. Diese Daten konnten genutzt werden, da an einigen Messstellen im Zentrum des Untersuchungsgebietes die Grundwasserstände sowohl damals als auch heute gemessen wurden. Da die Werte zum Zeitpunkt der Stichtagsmessung übereinstimmten, wurde davon ausgegangen, dass auch die anderen älteren Daten verwertbar sind. Zur Kontrolle wurde der entstandene Isohypsenplan des Untersuchungsgebietes mit den überregionalen Grundwasserständen der Hydrogeologischen Karte der DDR 1:50.000 verglichen. Er fügte sich harmonisch ein.

Aus der Hydroisohypsenkarte (Abb. 5-12), welche die Fließvorgänge des Hauptgrundwasserleiters im Untersuchungsgebiet charakterisiert, ist ersichtlich, dass die Hauptgrundwasserfließrichtung im Bereich der subglazialen Erosionsrinne mit der Fließrichtung der Jahna als zentralen Vorfluter identisch ist und von Südwest nach Nordost verläuft.

Unabhängig vom heutigen Einzugsgebiet der Jahna werden die Rinnensedimente von ihrem ehemaligen unterirdischen Einzugsgebiet gespeist. Dies ist nach WOLF (1978) der ab nordöst-

lich von Döbeln zu verfolgende frühelster-II-kaltzeitliche Riesaer Zschopaulauf. Der gesamte Komplex wird somit bereits nordöstlich von Döbeln aufgefüllt. Das Wasser fließt über den Pommlitzer Arm der Riesaer Zschopau von Südost nach Nordwest auf Zschaitz zu, um sich dann mit dem aus Südwest kommenden Grundwasser zu einem von Südwest nach Nordost gerichteten Grundwasserstrom zu vereinigen.

Aus der Hydroisohypsenkarte geht hervor, dass der Querschnitt des Hauptgrundwasserleiters in Ost-West Richtung mit der Ausdehnung der elster-II-kaltzeitlichen Sedimente konform ist. Ab Ostrau tritt eine Querschnittsverengung des Hauptgrundwasserleiters ein. Er wird im Südosten durch den Rand des Mügelner Beckens und im Nordwesten durch die Buntsandsteinhochlage bei Rochzahn-Salbitz bestimmt. Das Grundwasser, welches der Rinne seitlich zuströmt, verläuft parallel zur Grundgebirgsoberkante und besitzt ein starkes Gefälle. An einigen Stellen wird die Querschnittsfläche durch hydraulische Verbindungen zum östlich anstehenden Plattendolomit (z.B im Bereich Ostrau), der durch seine Klüftigkeit ebenfalls Grundwasserleiter ist, verbreitert (Grundwasserübertritt). Die Grundwassergleichen reichen deshalb nach Osten hin über die Verbreitung der Rinnensedimente hinaus. Die Grundwasserströmung im Plattendolomit ist von Südost nach Nordwest gerichtet. Durch das seitlich zuströmende Wasser sind die Hydroisohypsen ab Ostrau stark gebogen (Abb. 5-12).

Ab dem Gebiet um Hof verbreitern sich die Hydroisohypsen schwemmfächerartig und der Grundwasserleiter nimmt eine deutlich gestrecktere Querschnittsgestalt an. Die Grundwasserfließrichtung von Südwest nach Nordost bleibt erhalten.

Interessant ist auch das Kommunikationsgebiet zwischen den Schottern des elsterfrühkaltzeitlichen Oschatzer Zschopaulaufes und den Rinnensedimenten. Die unterirdische Wasserscheide zwischen diesen beiden Komplexen liegt im Gebiet nordwestlich von Clanzschwitz (THIEM & SEELIGER, 1967). Das eine hydraulische Verbindung vorhanden ist, lässt sich an der Ausbuchtung der Hydroisohypsen nach Nordwesten erkennen. Während der Hauptgrundwasserstrom weiterhin dem Verlauf der Jahna entspricht, folgt das Grundwasser in den frühelsterkaltzeitlichen Schottern dem unterirdischem Einzugsgebiet des Oschatzer Zschopaulaufes. Falls allerdings eine Grundwasserneubildung in den frühelsterkaltzeitlichen Schottern vorhanden wäre, ließe das geringe Grundwassergefälle in nord- bis nordwestlicher Richtung das Wasser, zumindest in der Nähe der Grundwasserscheide, in die elster-II-kaltzeitlichen Rinnensedimente übertreten. Wie in Kap. 3.7 erläutert, ist die Grundwasserneubildung durch die meist mächtige Bedeckung mit bindigen Sedimenten in diesem Bereich jedoch stark eingeschränkt (SBJESCHNI, 2002).

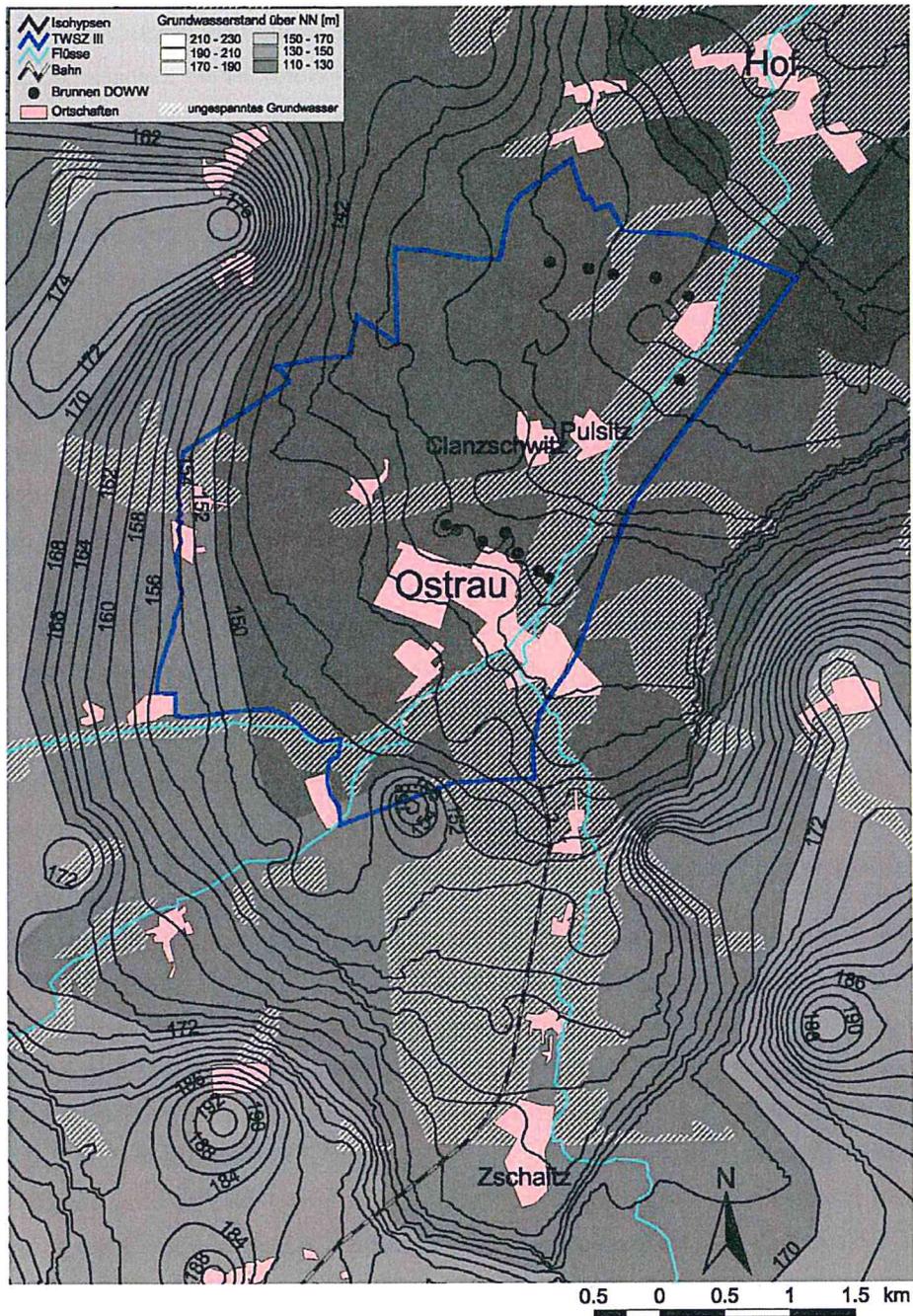


Abb. 5-12: Isohypsenkarte des Grundwassers im Untersuchungsgebiet Jahna-Aue am 15.03.2004

Da der Grundwasserleiter im Untersuchungsgebiet von einer schwer durchlässigen Deckschicht aus Löss, Lösslehm und Schluff bedeckt ist und das Durchflussprofil im Bereich der Jahna-Aue praktisch als immer gefüllt angesehen werden muß, ergibt sich durch die seitliche Grundwasserzuführung eine Druckerhöhung in der Rinne. Das Grundwasser ist gespannt. Der Spannungsbetrag bewirkt den Austritt von Grundwasser in den Vorfluter. Allerdings ist die Kommunikation zwischen Vorfluter und Grundwasser auf lokal begrenzte Einschnitte des Vorfluters in den Grundwasserleiter beschränkt. Erst in dem Gebiet nördlich von Hof entfallen die hohen Spannungsbeträge, da der Grundwasserleiter hier, wie bereits erwähnt, eine deutlich gestrecktere Querschnittsgestalt annimmt (SBJESCHNI, 2002).

Zusammenfassend gilt für den Grundwasserstrom von Süd nach Nord:

- Auffüllung des Hauptgrundwasserleiters (hier gebildet von Unteren Döbelner Schottern) bereits ab dem Gebiet nordöstlich von Döbeln,
- Grundwasserfließrichtung bis Ostrau der Jahna folgend - Zuströmung von Wasser aus Südwesten (Einzugsbereich der Kleinen Jahna und des Rittmitzer Baches),
- ab Ostrau Hauptgrundwasserfließrichtung von Südwest nach Nordost gerichtet (Verbreiterung der Querschnittsfläche des Grundwasserleiters durch hydraulische Verbindung zum Plattendolomit, der durch seine Klüftigkeit ebenfalls Grundwasserleiter ist),
- nordwestlich von Clanzschwitz hydraulische Verbindung zu den frühelsterkaltzeitlichen Schottern des Oschatzer Zschopaulaufes, Aufspaltung des Grundwasserstromes in zwei Richtungen,
- ab Pulsitz starke Querschnittsverengung des Grundwasserleiters, deutliche Verringerung der seitlichen Zuflüsse durch Grundwasserstauer (letzte Gesteine des Buntsandsteins und des Oberen Zechsteins, lehmig verwitterte Gesteine des Unterrötliegenden), gleichzeitig starke Erhöhung der Spannungsbeträge des Grundwassers, dadurch Grundwasseraustritt in den Vorfluter (Durchsickerung), Quellaustritte,
- ab Hof starke Ausdehnung des Grundwasserleiters nach Nordwest und Südost, deutliche Absenkung der Spannungsbeträge, Grundwasseroberfläche wird z. T. frei, Isohypsenverlauf senkrecht zur Jahna bleibt erhalten.

Aus der Isohypsenkarte lassen sich außerdem Strömungs- bzw. Fließrichtungen des Grundwassers konstruieren, wobei die Fließrichtung immer senkrecht zu den Isohypsen verläuft. Dieser Prozess wurde im GMS (siehe Kap. 4.2.2) automatisiert. Das Ergebnis ist in Abb. 5-13 zu sehen.

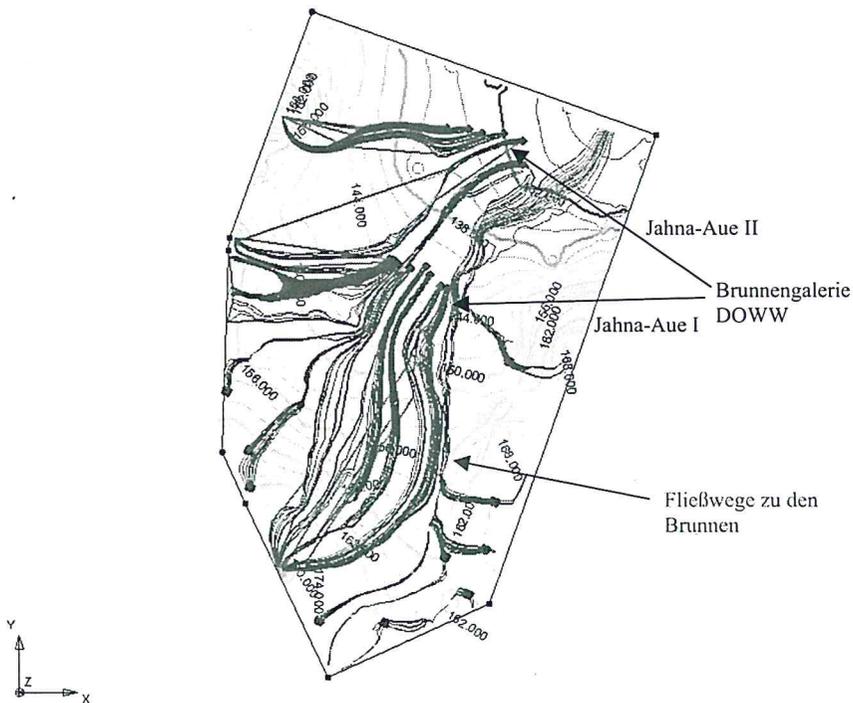


Abb. 5-13: Einzugsgebiete der einzelnen Brunnen der Wasserfassungen Jahna-Aue I und Jahna-Aue II

Sie zeigt deutlich, dass die einzelnen Brunnen der Brunnengalerie Jahna-Aue I unterschiedliche Einzugsgebiete aufweisen. Während Brunnen 1 bis 5 (Lage siehe Abb. 4-1) vorwiegend aus dem Süden angeströmt werden (1 und 2 auch von Südost bis Ost, 5 auch von Südwest), erhalten die Brunnen 6 und 7 (Lage siehe Abb. 4-1) ihr Wasser aus Südwesten bis Westen. Dadurch sind auch die unterschiedlichen Alter und Nitratverhältnisse dieser Brunnen zu erklären. Ähnliches ist für die Brunnengalerie Jahna-Aue II zu beobachten. Hier scheint der östliche Anstrombereich keinen Einfluss auf die Brunnen auszuüben.

Zeitlicher Verlauf der Grundwasserstände

Der Grundwasserstand wurde bei jeder Probenahme mit erfasst. Bei den Messplätzen 1 und 2 erfolgte eine stündliche automatische Messung. In Abb. 5-14 sind die Grundwasserstandsänderungen einiger Brunnen dargestellt.

Es ist zu sehen, dass sich die Grundwasserschwan- kungen tendenziell ähnlich verhalten. So ist bei allen ein mehr oder we- niger deutliches Ansteigen des Grundwas- serspiegels über die Wintermonate und ein Absenken zum Sommer feststellbar.

Die Probenahmestellen PW Ostrau (1) und Wutzschwitz (2) weisen mit Schwan- kungen von 40 cm bzw. 20 cm relativ konstante Grundwasserflurabstände auf. Mit etwa 60 cm schwanken 4 (Molkerei), 13 (Wiese) und MP1 etwas stärker. Die größte Bewegung mit 200 cm ist in Schmorren (12) zu erkennen. MP2 liegt mit 80 cm dazwischen.

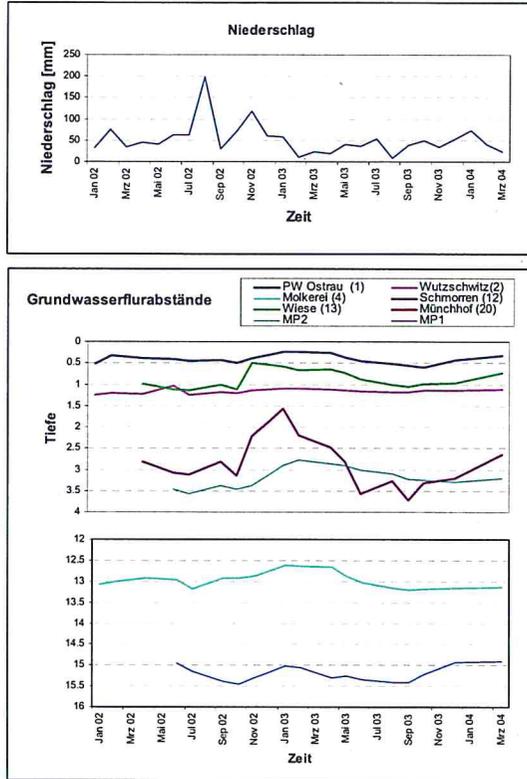


Abb. 5-14: Grundwasserstandsänderung 2002 - 2004

Auffällig ist, dass an den westlich im Untersuchungsgebiet gelegenen Messstellen Schmorren (12), Wiese (13) und MP2 ein Anstieg des Grundwassers nach dem Starkregen im August 2002 gut zu erkennen ist. Bei MP2 spiegelte sich dieses Niederschlagsereignis zeitnah wider. In allen Bodenschichten wurde ein Anstieg der Bodenfeuchte gemessen (siehe Kap. 5.1.2.4, Anhang 17) und der Grundwasserstand stieg bereits einen Tag nach dem Starkregen vom 12. August 2002 um über 20 cm (Abb. 5-15). An den anderen Messstellen konnte dieser Starkniederschlag anhand von Grundwasserstandsänderungen nicht nachgewiesen werden.

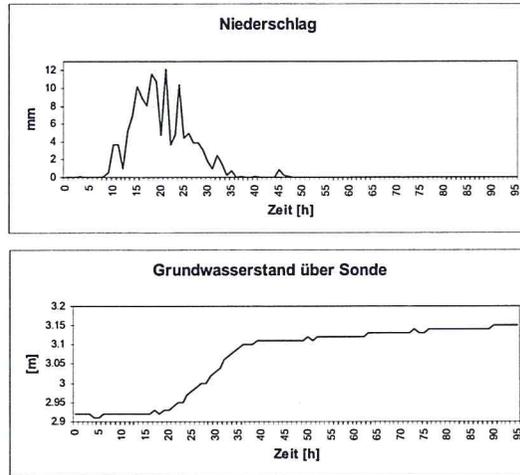


Abb. 5-15: Grundwasserstandsänderung nach Starkniederschlag im August 2002 bei MP2

5.1.1.4 Grundwasseralter

Vor 1950 war die einzige Tritiumquelle für den Niederschlag die natürliche Produktion in der oberen Atmosphäre. Die Tritiumkonzentration im Niederschlag Europas betrug dort 3 - 6 TU (SOLOMON & COOK, 2000). Grundwasser, welches zu dieser Zeit gebildet wurde, ist heute also so gut wie tritiumfrei. Durch die atmosphärischen Atomwaffentests zwischen 1952 und 1963 stieg die ^3H -Konzentration im Niederschlag weltweit drastisch an. In verschiedenen Stationen der nördlichen Hemisphäre wurden Anfang der 1960er Jahre monatliche Konzentrationen von bis zu 5000 TU gemessen (SOLOMON & COOK, 2000). Im Laufe der Jahre gingen die Konzentrationen durch natürlichen Zerfall zurück und liegen heute in Leipzig bei etwa 10 TU (IAEA/WMO-GNIP Daten der UFZ Wetterstation Leipzig). So wurde ein Marker für den Niederschlag gesetzt, der sich gut für die Altersbestimmung des jüngeren Grundwassers eignet. Deshalb erfolgte die Altersbestimmung des Grundwassers mittels des radioaktiven Isotops Tritium ^3H in Verbindung mit den Heliumisotopen ^3He und ^4He , da Tritium zu ^3He zerfällt. Außerdem wurden vorhandene FCKW-Messungen (G.E.O.S., 1999) neu ausgewertet und zur Altersbestimmung und vor allem zur Ermittlung der Jungwasseranteile (Wasser jünger als 50 Jahre) mit herangezogen.

Die für diese Arbeit ermittelten Tritiumwerte stimmen gut mit den von G.E.O.S. (1999) gemessenen Werten überein (Tab. 5-1). Im Untersuchungsgebiet ist Grundwasser mit höherem

Tritiumgehalten jünger, als Grundwasser mit niedrigeren Tritiumwerten. Den Daten aus Tab. 5-1 sind demnach nur relative Altersunterschiede zu entnehmen.

Tab. 5-1: Tritiumwerte im Grundwasser der Brunnengalerie Jahna-Aue I und ausgewählter Messstellen

Probenahmestelle		G.E.O.S. 09.09.92 [TU]	G.E.O.S. 05.05.99 [TU]	UFZ 06.06.02 [TU]	UFZ 18.02.03 [TU]
4	Molkerei		11,0 (+/- 1,1)		8,4 (+/- 0,6)
5	Br.1	11,05 (+/-0,9)	7,7 (+/- 0,8)	6,3 (+/- 0,5)	6,3 (+/- 0,5)
6	Br.2		6,2 (+/- 0,7)	5,5 (+/- 0,5)	5,9 (+/- 0,5)
7	Br.3		2,4 (+/- 0,5)	2,7 (+/- 0,4)	3,1 (+/- 0,4)
8	Br.4		8,2 (+/- 0,9)	5,1 (+/- 0,5)	5,4 (+/- 0,5)
9	Br.5		4,5 (+/- 0,6)	4,5 (+/- 0,4)	5,1 (+/- 0,5)
10	Br.6		6,1 (+/- 0,1)	5,1 (+/- 0,5)	5,4 (+/- 0,5)
11	Br.7	13,26 (+/-1,5)	9,3 (+/- 0,9)	8,2 (+/- 0,6)	8,5 (+/- 0,6)
					06.03.03
	MP1 20,0 m				9,8 (+/- 0,7)
	MP1 30,0 m				10,2 (+/- 0,7)
	MP2 6,5 m				9,4 (+/- 0,7)
	MP3 6,5m				13,5 (+/- 0,9)
					11.12.03
20	Münchhof				3,4 (+/- 0,4)
21	Zschaitz Br.1				7,3 (+/- 0,6)
22	Zschaitz Br.2				11,4 (+/- 0,8)
Z6					10 (+/- 0,7)

Die Tab. 5-1 veranschaulicht, dass das Grundwasser zum östlichen Rand der Rinne jünger wird (MP3 jünger als MP1, MP1 jünger als Br. 7, Br.7 jünger als Br. 6; siehe Abb. 4-1). Außerdem ist zu erkennen, dass im südlichen Anstrombereich jüngerer Grundwasser auftritt als in der Brunnengalerie (Molkerei, Zschaitz Br. 2 und Z6). Des Weiteren lässt sich für die den Plattendolomitaquifer repräsentierende Probenahmestelle 20 (Münchhof) belegen, worauf schon die $^{34}\text{S-SO}_4$ -Werte hingedeutet haben: Hier tritt vergleichsweise älteres Grundwasser auf.

Wie in Kap. 4.1.1.2 beschrieben, lassen sich mit Hilfe der Tritiumreihen von Brunnen 1 und Brunnen 7 der Jahna-Aue I die mittleren Verweilzeiten des an diesen Brunnen geförderten Wassers vom Beginn der Versickerung an ermitteln. Die besten Übereinstimmungen der gemessenen Werte mit der Zerfallskurve wurden mit dem Dispersionsmodell und einem Dispersionsparameter von 0,1 erzielt. Für Brunnen 1 ergab sich somit eine mittlere Verweilzeit von 35 - 37 Jahren bei einem Jungwasseranteil von 25 - 30 % und für Brunnen 7 eine mittlere Verweilzeit von 40 - 45 Jahren bei einem Jungwasseranteil von 50 - 60 %.

Die mittlere Verweilzeit des Jungwassers im Aquifer wurde mit Hilfe von Tritium und dessen Heliumisotopen ermittelt. Dazu sind mit einem von WEISE (UFZ, Department Isotopenhydrologie, persönliche Mitteilung) entwickelten Excelprogramm die nicht tritiogenen ^3He -Komponenten bestimmt und an Hand vom tritiogenem Helium die in Tab. 5-2 aufgeführten Alter berechnet worden.

Tab. 5-2: Mit Heliumuntersuchung bestimmtes Alter für das Grundwasser der Brunnengalerie Jahna-Aue I

Probenahmestelle		Alter des Jungwassers in Jahren
5	Br.1	13
6	Br.2	12
7	Br.3	40
8	Br.4	35
9	Br.5	40
10	Br.6	44
11	Br.7	22

Da diese Berechnung von der Annahme eines Piston-Flow ausgeht, bei dem weder Durchmischung noch Verdünnung berücksichtigt wird und sich alle Teilchen ausschließlich konvektiv bewegen, ist vor allem bei langen Verweilzeiten ein zu hohes Alter anzunehmen, da der Tritiumpeak ohne "Abpufferung" abgebildet wird. Der Grundwasserleiter enthält aber Zuflüsse durch ältere Grundwasserkomponenten, es findet eine Vermischung und Verdünnung statt. Außerdem spielt auch die Dispersion eine Rolle, so dass für diesen Fall andere Modellannahmen besser geeignet sind (siehe unten).

Als weitere Methode zur Altersbestimmung der jungen Grundwasserkomponente und Ermittlung der Jungwasseranteile wurde eine kombinierte Tritium- und FCKW-Messung (G.E.O.S., 1999) ausgewertet.

Dazu wurde das Programm MULTIS (RICHTER & SYMCZAK, 1992) benutzt. Mit Hilfe dieses Programms wurde zunächst aus bekannten Tritium- (IAEA/WMO-GNIP Daten der UFZ Wetterstation Leipzig) und FCKW-Werten (OSTER ET AL., 1996) des Niederschlags die Wertepaare für Tritium plus Helium und die entsprechende FCKW Spezies im Grundwasser für die letzten 50 Jahre ermittelt und graphisch dargestellt (Abb. 5-16). Die Werte der Kurve entsprechen einem Grundwasser, welches zu 100 % aus der jungen Grundwasserkomponente besteht. Nimmt man jeweils 75 %, 50 % oder 25 % der Wertepaare, erhält man Kurven für die entsprechenden Mischungsverhältnisse zwischen junger und alter Grundwasserkomponente. Trägt man die gemessenen Wertepaare in das Diagramm ein, kann man die Jungwasseranteile

der einzelnen Proben bzw. Probenahmestellen bestimmen. Zieht man eine Linie zwischen dem Nullpunkt und dem gemessenen Punkt und verlängert diese auf die 100 % Kurve, kann man das Alter bzw. die mittlere Verweilzeit des Jungwassers ablesen (Abb. 5-16).

Dieser Vorgang wurde für verschiedene Modellannahmen (siehe Kap. 4.1.1.2, Anhang 5) durchgeführt, wobei dem Dispersionsmodell mit dem Dispersionsparameter 0,1 das größte Vertrauen entgegengebracht wurde, da dieses schon bei der Auswertung der Tritiumreihen die besten Ergebnisse lieferte. In Abb. 5-16 ist dieser für die FCKW-Spezies F113 dargestellt. Aus dem Diagramm kann man die Jungwasseranteile direkt ablesen, für Brunnen 3 wären es in diesem Falle 22 %. Auch das Jungwasseralter ist diesem Diagramm zu entnehmen (bei Brunnen 3 - 35 Jahre).

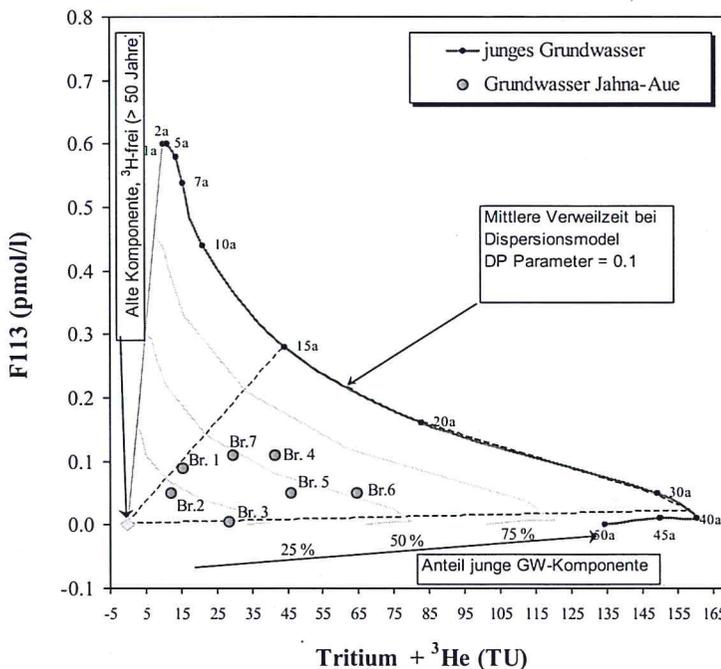


Abb. 5-16: Beispiel zur Ermittlung der Jungwasseranteile mit Hilfe von Tritium+Helium und F113 (Trichlortrifluorethan)

Nach Vergleich, Interpretation und Auswertung der Ergebnisse der unterschiedlichen Modellannahmen mit den verschiedenen FCKW-Spezies (Anhang 5) wurden für die Jungwasseranteile und dessen Alter die in Abb. 5-17 dargestellten Größen ermittelt.

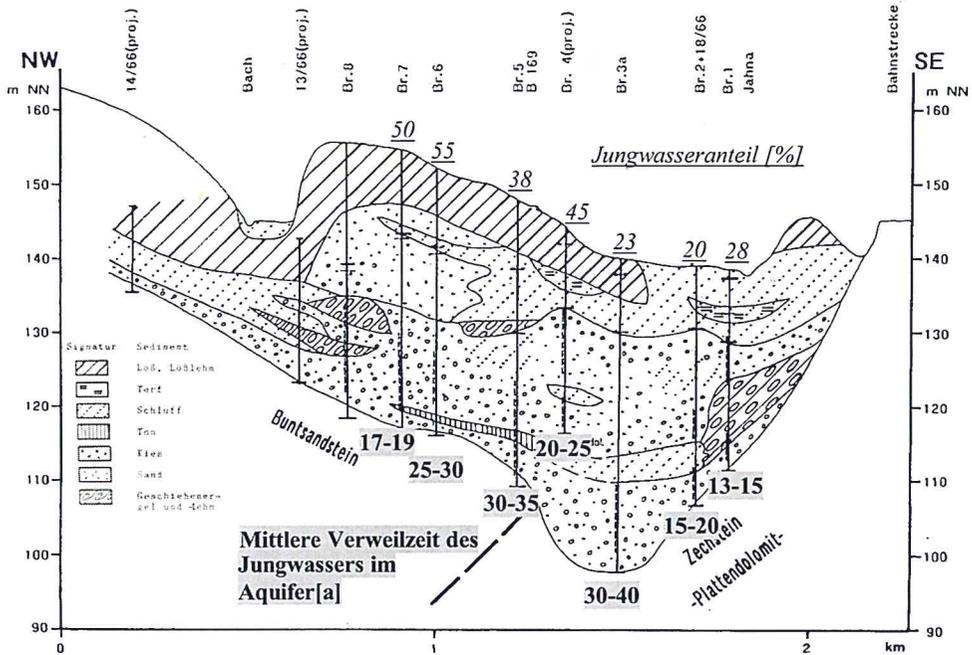


Abb. 5-17: Anteile und mittlere Verweilzeit des Jungwassers im Aquifer im Querschnitt der Jahn-Aue I

Abb. 5-17 zeigt, dass die Jungwasseranteile in den westlichen Brunnen (6 und 7) höher sind als bei den übrigen. Auch der flachere Brunnen 4 weist höhere Jungwasseranteile auf. Außerdem lassen sich zu den Rändern der Rinne kürzere mittlere Verweilzeiten des Wassers erkennen als in der Mitte der Rinne. Brunnen 4 enthält wieder vergleichsweise junges Wasser.

Aus dem Vergleich der mittleren Alter des Wassers durch die Tritiumreihen (Br.1 35 - 37 Jahre, Br.7 40 - 45 Jahre) mit den mittleren Verweilzeiten des Grundwassers im Aquifer (Br.1 13 - 15 Jahre, Br.7 17 - 19 Jahre) erhält man als mittlere Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone 20 - 25 Jahre.

Eine weitere Möglichkeit die Verweilzeiten des Sickerwassers zu bestimmen, ergibt sich aus einem in DVWK (1996b) vorgeschlagenen Ansatz zur Ermittlung der Verlagerungsgeschwindigkeit:

$$\text{Verlagerungsgeschwindigkeit [dm/a]} = \frac{\text{Grundwasserneubildung [mm/a]}}{\text{Feldkapazität [mm/dm]}}$$

Gl. 10

Geht man von einer durchschnittlichen jährlichen Grundwasserneubildung von 130 mm/a und den im Untersuchungsgebiet vorkommenden Feldkapazitäten von 30 - 40 mm/dm aus, erhält man Verlagerungsgeschwindigkeiten von 3,25 - 4,3 dm/a, d.h. für die Passage eines Meters der ungesättigten Zone benötigt das Sickerwasser durchschnittlich 2,3 bis 3,1 Jahre. Für eine 10 m mächtige Grundwasserüberdeckung werden dementsprechend 23 - 31 Jahre benötigt.

Diese Ergebnisse bestätigen die Annahme, dass die Nitratbelastung des Grundwassers der Brunnengalerie Jahna-Aue I aus den 1970er - 1980er Jahren stammen kann. Trägt man nun die zum Zeitpunkt der FCKW-Messung analysierten Nitratwerte über die Jungwasseranteile ab, kann man den Nitratgehalt des Jungwassers bestimmen (Verlängerung der Linien bis zu 100 % Jungwasser) (Abb. 5-18). Abb. 5-18 zeigt, dass der gemittelte Nitratgehalt des Jungwassers in der Brunnengalerie 1999 bei etwa 58 mg/l liegt. Er schwankt zwischen 40 mg/l und 72 mg/l.

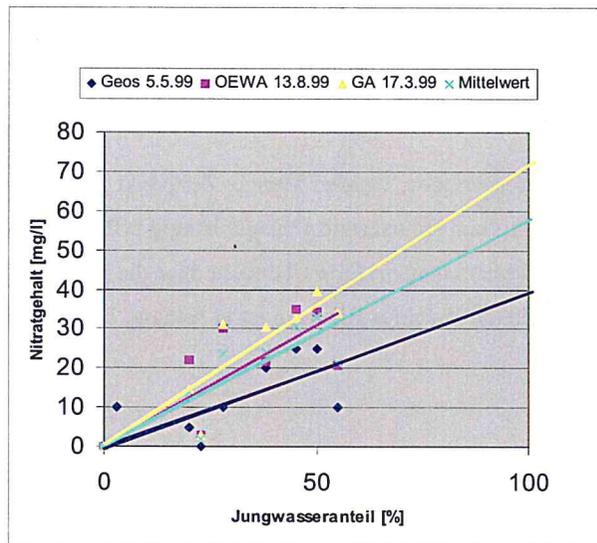


Abb. 5-18: Nitratgehalt in Abhängigkeit vom Jungwasseranteil

5.1.2 Auswaschungspotential

5.1.2.1 Landnutzung

Es war möglich die Bewirtschaftung von 1977 an nachzuvollziehen, da in der DDR die Bearbeitung der Schläge in sogenannten Schlagkarten dokumentiert wurde. In der Schlagkarte 1 wurde die Bodenführung festgehalten und in der Schlagkarte 2 die Bestandsführung. Die für das Untersuchungsgebiet interessanten Dokumentationen sind im Archiv der Agrar-AG Ostrau erhalten geblieben und wurden freundlicherweise für diese Arbeit zur Einsicht zur Verfügung gestellt. Sehr genaue Daten liegen geschlossen für 1984 bis 1989 vor. Während der Wendezeiten von 1990 bis 1993 wurde die Schlagdokumentation etwas vernachlässigt, so dass hier meist nur die angebaute Fruchtart bekannt ist. Nach 1993 wurde der Großteil der Flächen von der Agrar-AG Ostrau verwaltet und auch die meisten anderen Landwirte zeigten sich kooperativ, so dass nahezu für das gesamte Gebiet durchgehende Datenreihen von 1977 bis 2003 vorliegen. Es gibt 96 Flächen, die seit 1977 unterschiedlich genutzt wurden (Abb. 5-19), hinzu kommen Wald- (Bezeichnung in Abb. 5-19 mit 888) und Dauergrünlandflächen (999). Flächen, für die Daten nur bis 1989/90 bekannt sind, sind in Abb. 5-19 lila schraffiert dargestellt.

Wie in Kap. 4.1.2.1 beschrieben, wurden Menge, Zeitpunkt und Art der Düngung sowie die Feldfrucht, deren Ertrag und Erntetermin schlagabhängig erfasst, so dass Flächenbilanzen für Stickstoff ermittelt werden konnten. Eine Übersicht über die Fruchtfolge der einzelnen Schläge sowie die jährlichen und 5-Jahres Bilanzen ist in Anhang 1 bzw. Anhang 14 dargestellt.

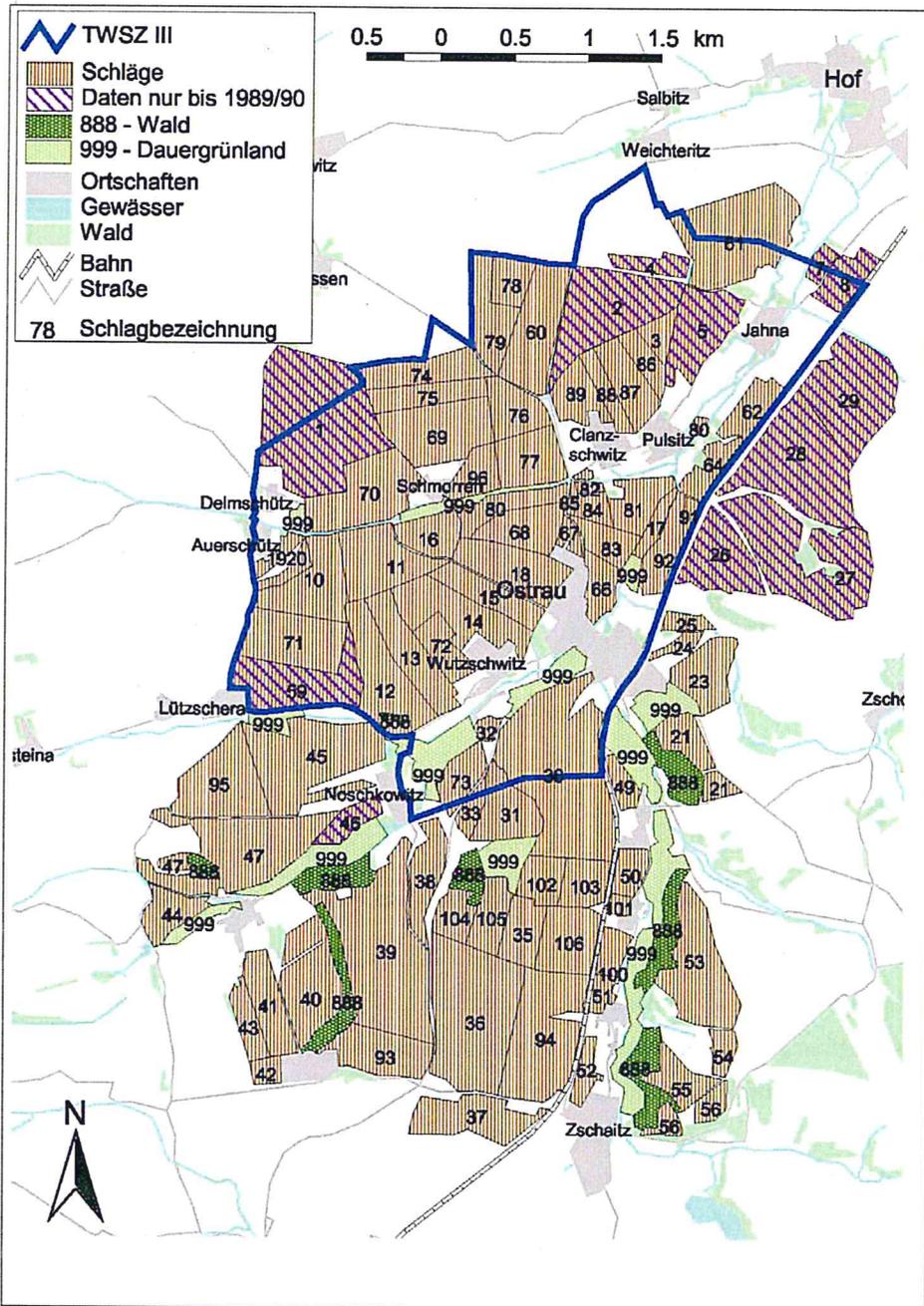


Abb. 5-19: Im Untersuchungsgebiet erfasste Schläge

Aus den Stickstoffbilanzsalden von 1977 - 1989 und 1990 - 2002 (Abb. 5-20) ist ein deutlicher Rückgang des Stickstoffüberschusses ab 1990 zu erkennen. Auf vielen Flächen ist der Stickstoffbilanzsaldo seit 1990 sogar negativ.

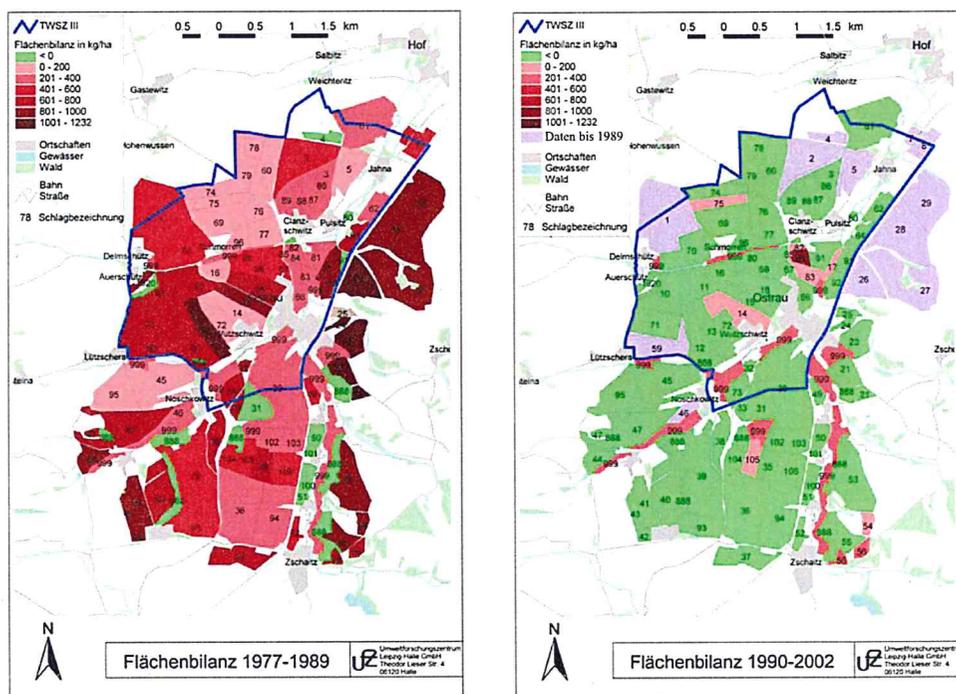


Abb. 5-20: Stickstoffbilanzsalden von 1977 - 1989 und 1990 - 2002

Hält diese Tendenz der Bewirtschaftung an, wird die Nitratbelastung im Grundwasser wahrscheinlich in Zukunft zurückgehen. Allerdings ist auch bei ausgeglichenen Stickstoffbilanzen nur langfristig mit einer Verringerung der Nitratbelastung des Grundwassers zu rechnen, da in vielen Böden infolge langer Anwendung von Wirtschaftsdüngern die Stickstoffmineralisation wesentlich höher ist als die Stickstoffimmobilisierung. Dieser Überschuss an Stickstoffverbindungen im Boden muss erst allmählich abgebaut werden. Es sind daher weiterhin negative bzw. unter Berücksichtigung der N_{\min} -Werte ausgeglichene Bilanzsalden anzustreben, bis sich das Gleichgewicht Mineralisation gleich Immobilisierung eingestellt hat (DVWK, 1996b).

Für die Böden des Untersuchungsgebietes kann ein Gesamtstickstoffgehalt von 0,061 %, wie bei MP1 für den obersten Meter des Bodens gemessen (Anhang 16), angenommen werden. Geht man davon aus, dass die organische Bodensubstanz 95% des Gesamtstickstoffs enthält

(SCHACHTSCHABEL ET AL., 1998) und 2 % dieses organischen Stickstoffs jährlich mineralisiert wird (FREDE & DABBERT, 1998), erhält man bei einer angenommenen Trockenrohdichte des Bodens von 1,5 g/cm³ (Mittelwert für Parabraunerde aus Löss aus DIEZ & WEIGELT, 1991) einen jährlichen Stickstoffüberschuss von etwa 175 kg/ha. Da, wie oben beschrieben, die Stickstoffmineralisation wahrscheinlich wesentlich höher als die Stickstoffimmobilisierung ist, ist mit hohen Stickstoffausträgen aus der organischen Bodensubstanz zu rechnen. Das wird durch die Herbst-N_{min}-Werte der von der Agrar-AG Ostrau bewirtschafteten Schläge bestätigt. Sie liegen zwischen 70 und 90 kg/ha mit einzelnen Spitzen bis 210 kg/ha (mündliche Aussage von Frau NINDEL, Agrar-AG Ostrau). Dies ist bei der Betrachtung der Stickstoffbilanzen zu berücksichtigen.

5.1.2.2 Boden

Profildaten

Die in Kap. 4.1.2.2 erläuterte Auswertung der Profildaten ergab für die Bodeneinheiten die in Tab. 5-3 dargestellten Größen. Die ermittelten k_f -Werte und Porenvolumen sind Anhang 9 zu entnehmen.

Tab. 5-3: Effektive Wurzeltiefe (WE), Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (FKWe) und nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (nFKWe) der einzelnen Bodeneinheiten

Bodeneinheit	Leitbodentyp	We [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]
2	Parabraunerde	11,2	412	274
3	Parabraunerde	11,1	404	259
8	Braunerde-Fahlerde	11,5	426	252,5
12	Parabraunerde-Braunerde	9,5	359	230
14	Kolluvisol	11,4	440	302
15	Kolluvisol	12,2	468	319
16	Kulluvisol-Gley	8,5	330	197
17	Pararendzina	8,9	300	216
34	Vega-Gley	8,1	265	176
35	Auengley	7,0	262	124
39	Lockersyrosem	10,4	380	239

Bodenuntersuchung

Neben der Bodenprofilauswertung wurden eigene Bodenuntersuchungen durchgeführt. Dazu wurde das Bodenmaterial aus der Rammkernsondierung zum Bau der drei Messplätze analysiert. Die Ergebnisse stehen exemplarisch für einen Ackerstandort (MP1) mit mächtiger Lössüberdeckung des Grundwassers (15,0 m) und einen Grünlandstandort (MP2 und MP3) mit geringmächtigerer Überdeckung (3,5 m).

k_f-Wert

Die Durchlässigkeiten bei MP1 liegen bei den oberen 2,0 m zwischen 10^{-4} m/s und 10^{-5} m/s und sind somit relativ hoch. Es folgt eine gering durchlässige Schicht mit Werten bis zu 10^{-8} m/s (Abb. 5-21). Ab 4,0 m werden die Durchlässigkeiten wieder höher, allerdings ist bei 7,0 m nochmals eine Sperrschicht. Der obere Teil des Grundwasserleiters (16,0 - 21,6 m) ist mit k_f -Werten um 10^{-5} m/s etwas weniger durchlässig als der untere Teil mit Werten um 10^{-4} m/s.

Auch bei MP2 und MP3 sind die oberen Bodenschichten recht gut durchlässig (10^{-4} - 10^{-5} m/s). Bei 3,0 m (MP2) bzw. 2,0 m (MP3) folgt eine undurchlässigere Schicht (10^{-6} - 10^{-7} m/s). Der Grundwasserleiter weist auch hier mit k_f -Werten um 10^{-4} m/s gute hydraulische Leitfähigkeiten auf.

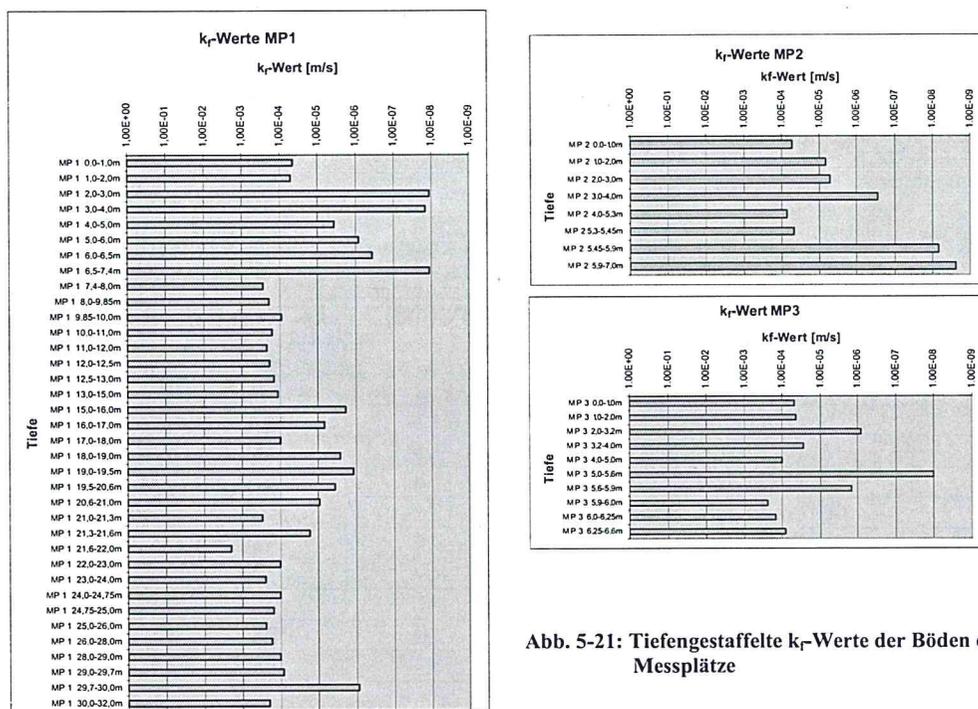


Abb. 5-21: Tiefengestaffelte k_f -Werte der Böden der Messplätze

Nitrat-N-Gehalte und Isotope

Die Probenahme wurde im März 2002 durchgeführt, die unten angegebenen Ergebnisse für Nitrat-N und für die in Anhang 15 aufgeführten anderen Ionen müssen demnach als Stichtagmessung interpretiert werden.

Wie in Kap. 4.1.2.2 erwähnt, wurden die Nitratgehalte des Bodens auf die Fläche [ha] bezogen auf einen Meter Tiefe umgerechnet, dabei wurde für den Boden eine Trockenrohdichte von $1,5 \text{ g/cm}^3$ angenommen (Mittelwert für Parabraunerde aus Löss aus DIEZ & WEIGELT, 1991). Eigene Untersuchungen wurden nicht durchgeführt, da aufgrund des Bohrverfahrens nur ungestörte Proben gewonnen werden konnten.

Es wurde festgestellt, dass die gesamt $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Boden der Messstellen gering sind (Abb. 5-22, Zielwert der SchALVO (2003) für die oberen 0,9 m für mobilen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalt ist 45 kg/ha), bis 5,0 m Tiefe liegen sie unter 7 kg/ha (Ausnahme: MP3 3,0 - 4,0 m mit 22 kg/ha). Bei MP 1 mit der mächtigeren Grundwasserüberdeckung wurden die Höchstwerte von 56 kg/ha bei 6,0 - 7,0 m und von 50 kg/ha bei 15,0 - 16,0 m gemessen, dazwischen liegen sie bei etwa 22 kg/ha (Abb. 5-22). Damit sind zwei Verlagerungsfronten erkennbar, die im Laufe der Zeit das Grundwasser erreichen. Da die Nitratgehalte zwischen den Verlagerungsfronten relativ geringe sind, ist nicht von einer dauerhaften Grundwasserbelastung auszugehen. Mit zunehmender Tiefe des Grundwasserleiters (ab 16,0 m) gehen die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte von 25 kg/ha auf 5 kg/ha zurück.

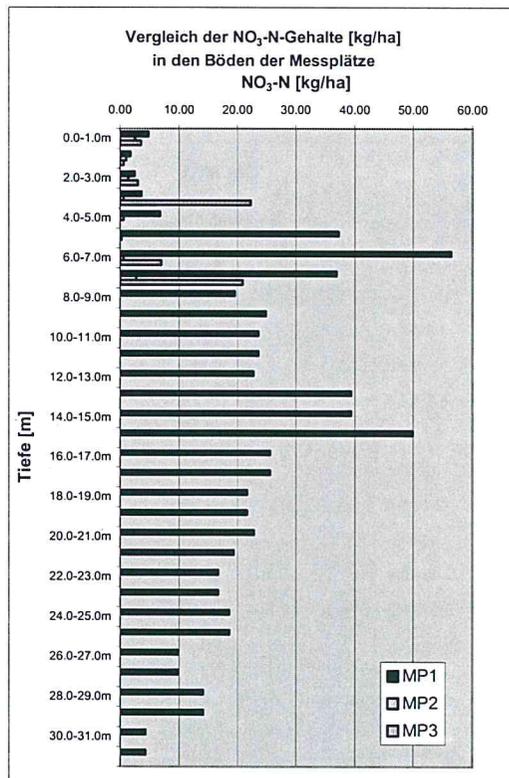
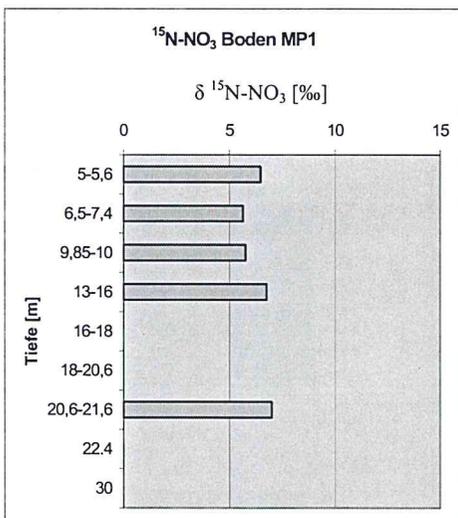


Abb. 5-22: Nitrat-N-gehalte und $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte in den Böden der Messplätze

Wegen der geringen Nitratkonzentrationen konnten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte des Nitrates nur an einigen Proben des MP1 bestimmt werden (Abb. 5-22). Sie sind über die Tiefe konstant und entsprechen mit Werten zwischen 5,5 und 7,0 ‰ der Isotopensignatur bodenorganischen Stickstoffs.

C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis kann Aufschluss über die potentielle mikrobielle Tätigkeit geben. Heterotrophe Denitrifizierer benötigen leicht verfügbaren organischen Kohlenstoff. Die Mineralisierung hingegen hängt von der organischen N-Reserve, der Natur der organischen Stoffe, sowie den Fähigkeiten der ammonifizierenden Mikroorganismen ab (SCHACHTSCHABEL ET AL., 1998).

Wie in Abb. 5-23 zu erkennen, nimmt das C/N-Verhältnis von oben nach unten ab. Auch der Anteil von Kohlenstoff und Stickstoff wird mit zunehmender Tiefe geringer (Anhang 16). Das deutet darauf hin, dass nur in den oberen Bodenschichten ein Umsatz durch mikrobielle Aktivität stattfindet und tiefer nur noch Verlagerung. Bei MP1 ist dieser Trend nicht so deutlich, da bei 4,0 -5,0 m Kohlestückchen im Boden vorhanden waren. Somit ist dort ein hohes C/N-Verhältnis anzutreffen. In der grundwasserbeeinflussten Zone bei MP1 (ab 13 m) steigt das C/N-Verhältnis wieder an. Dies könnte ein Hinweis auf eine höhere Aktivität von Grundwassermikroorganismen sein.

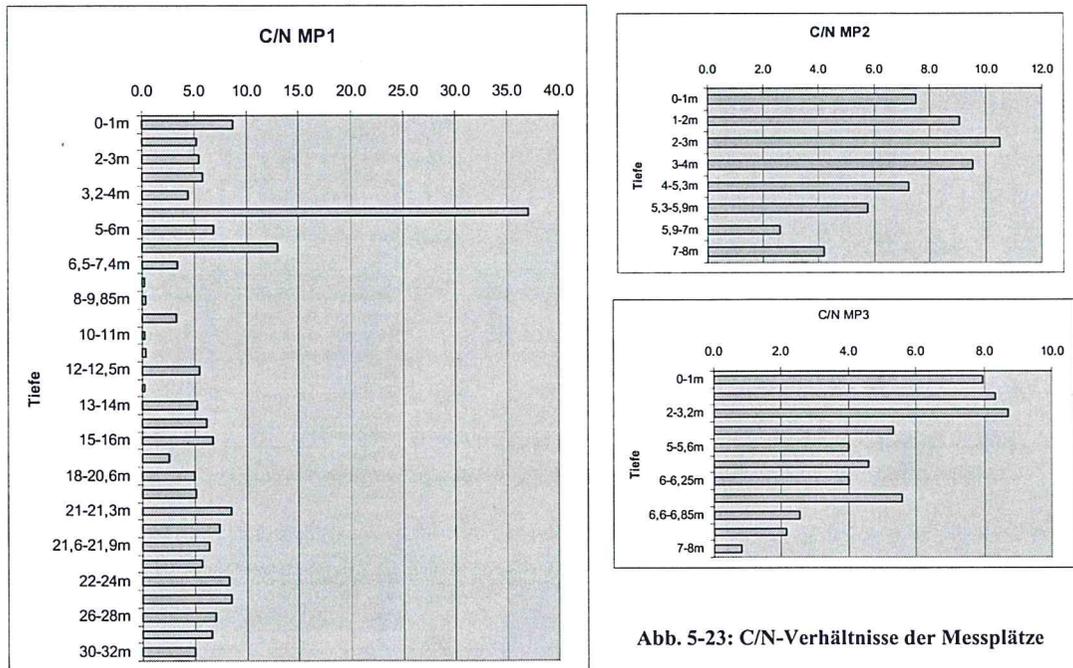


Abb. 5-23: C/N-Verhältnisse der Messplätze

5.1.2.3 Grundwasserflurabstand

Die Karte der Grundwasserflurabstände (Abb. 5-24) zeigt, dass nur in den Tälern und Auen der Fließgewässer die Grundwasseroberfläche 0,0 - 3,0 m unter der Geländeoberkante liegt. Ansonsten sind überwiegend Überdeckungsmächtigkeiten von mehr als 15,0 m anzutreffen.

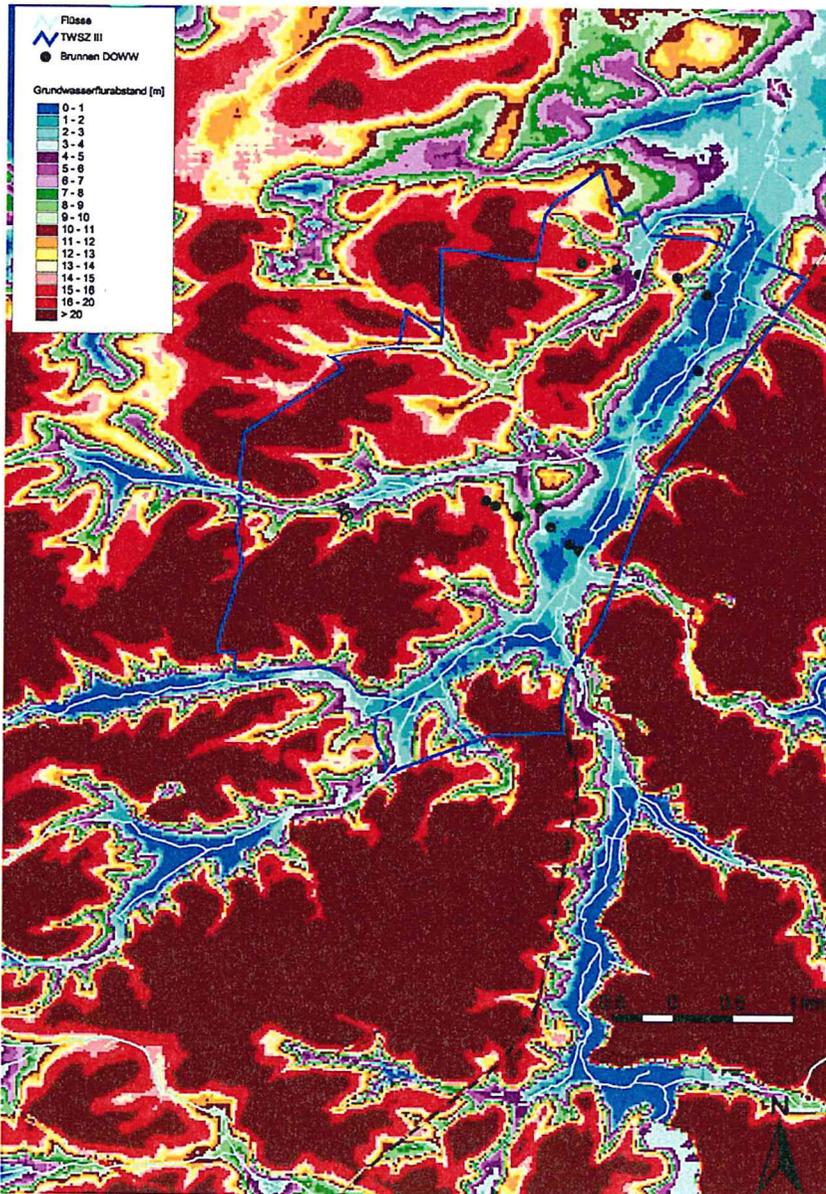


Abb. 5-24: Grundwasserflurabstand im Untersuchungsgebiet Jahna-Aue am 15.03.2004

5.1.2.4 Grundwasserneubildung

Die Grundwasserneubildung wurde nach verschiedenen Methoden berechnet, zum einen mit dem Programm mRISK-N (WRIEDT, 2002a, 2004), zum anderen durch die Ermittlung der jährlichen Sickerwasserrate nach der Methodendokumentation von MÜLLER (1997) und außerdem beispielhaft nach HENNINGS (1994) für den Messplatz 2 (MP2) im Jahr 2002. Da in diesem Kapitel nur ein Methodenvergleich vorgenommen wird, wurden die Verfahren zunächst nur da angewandt, wo sie ihre optimale Anwendung finden (mRISK-N an Messplätzen, MÜLLER (1997) für Bodeneinheiten mit entsprechenden Profildaten). Die Ergebnisse sind in Tab. 5-6 auf S. 113 gegenüber gestellt.

Niederschlag

Die Höhe der Niederschläge ist ein entscheidender Faktor bei der Ermittlung der Grundwasserneubildung. Von der Station des DEUTSCHEN WETTERDIENSTES (DWD) aus Oschatz lagen Niederschlagswerte von 1978 bis 2003 vor. Allerdings besteht seit Mai 1994 eine Wetterstation der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT in Salbitz, die wesentlich näher am Untersuchungsgebiet liegt und die dortigen Verhältnisse besser beschreibt. Beim Vergleich der Niederschlagsdaten wurde festgestellt, dass Unterschiede zwischen den beiden Stationen erkennbar sind und in Salbitz durchschnittlich mehr Niederschlag fällt (Abb. 5-25). Deswegen wurden ab Mai 1994 die Daten aus Salbitz zur Berechnung der Grundwasserneubildung verwendet. Die Werte von Januar 1977 bis April 1994 aus Oschatz wurden um den Faktor 1,1546 nach oben korrigiert. Dieser Faktor ergibt sich aus der über die Doppelsummenkurve abgetragenen Regressionsgeraden (DYCK & PESCHKE, 1989). Die Niederschlagsverteilung in Salbitz ist in Abb. 5-26 dargestellt.

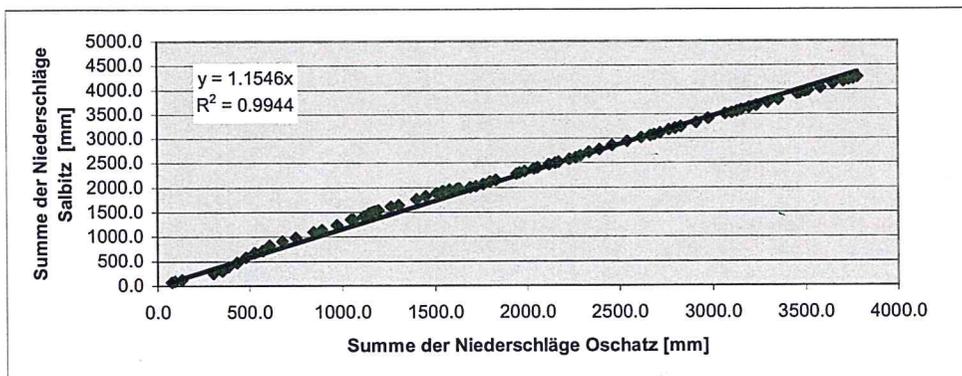


Abb. 5-25: Doppelsummenkurve zum Vergleich der unkorrigierten Niederschläge von Salbitz und Oschatz

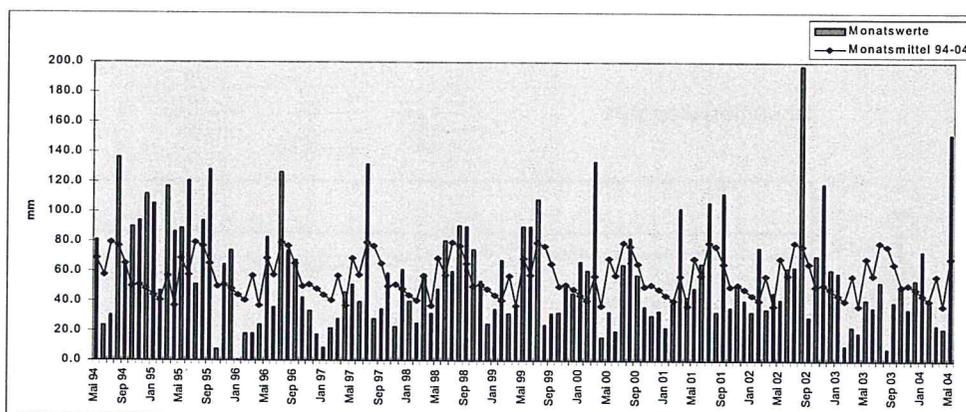


Abb. 5-26: Niederschlagsverteilung Salbitz

mRisk-N Modellkalibrierung über Bodenfeuchte

Das mRisk-N Modell berechnet den Nitrataustrag durch das zur Grundwasserneubildung gelangende Sickerwasser. Dazu werden auch Bodenwassergehalte in den einzelnen Bodenschichten simuliert. Um das Modell kalibrieren zu können, wurde an den Messplätzen MP1 und MP2 die Bodenfeuchte mittels TDR-Sonden gemessen. Der Verlauf der gemessenen Bodenfeuchteentwicklung wird im Folgenden beschrieben.

MP1

Wie aus Abb. 5-27 und Anhang 17 zu entnehmen, schwankt der volumetrische Wassergehalt bei 0,5 m mit Werten zwischen $0,14 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ und $0,45 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ relativ stark. Es ist zu erkennen, dass im Sommer 2002 trotz relativ vieler Niederschläge dem Boden durch die Vegetation Wasser entzogen wurde. Der volumetrische Wassergehalt fällt von $0,33 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ auf $0,28 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Nach dem Starkniederschlag vom 12. August 2002 wurde der Wasserspeicher fast sofort (Anhang 18) wieder aufgefüllt (Anstieg des volumetrischen Wassergehaltes auf $0,34 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ innerhalb von drei Stunden), um dann bis zum Ende der Vegetationsperiode (Mitte Oktober) erneut abzunehmen. Danach wird der Boden wieder feuchter, wobei einzelne Niederschlagsereignisse deutlich als Peaks zu erkennen sind. Der höchste Wert wird mit $0,45 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ am 03. Januar 2003 gemessen. Er ist auf starke Niederschläge und Tauwetter nach einer längeren Frostperiode zurückzuführen. Auf Grund des erneuten Frostes und der geringen Niederschläge gingen die Werte auf $0,31 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ zurück. Der sehr warme und trockene Sommer 2003 bewirkte eine starke Zehrung des Bodenwasserspeichers, der volumetrische

Wassergehalt ging bis September 2003 auf $0,14 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ zurück. Ab Oktober wurde der Speicher wieder aufgefüllt und der volumetrische Wassergehalt pendelte sich bei $0,3 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ ein.

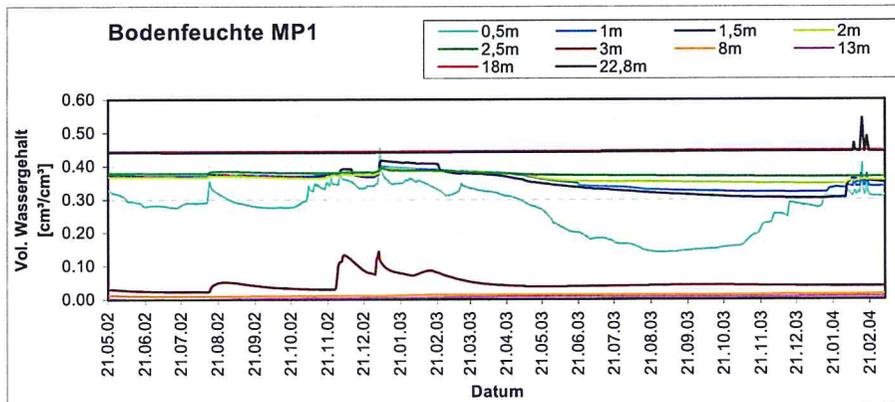


Abb. 5-27: Bodenfeuchteentwicklung bei MP1 über den Untersuchungszeitraum

Die Bodenfeuchte zwischen 1,0 m und 2,5 m ändert sich nicht so stark wie bei 0,5 m. Der Starkregen vom August 2003 spiegelt sich kaum wider und bewirkt eine Erhöhung der Bodenfeuchte um maximal $0,1 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Das Tauwetter und das Niederschlagsereignis und vom 03. Januar 2003 sind allerdings deutlich durch alle Tiefen zu beobachten.

Der volumetrische Wassergehalt liegt am Beginn der Messungen zwischen 1,0 m und 2,0 m bei $0,37 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ bis $0,38 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Aus den oben genannten Gründen stieg die Bodenfeuchte im Januar 2003 auf etwa $0,4 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ an. Im Sommer 2003 ist auch hier eine Austrocknung zu erkennen, die jedoch deutlich geringer ausfällt als bei 0,5 m. Auffällig ist, dass der volumetrische Wassergehalt bei 1,5 m stärker zurück geht (bis $0,3 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) als bei 1,0 m (bis $0,32 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$). Diese Effekte sind auf den Aufbau der Messplätze zurückzuführen (siehe Anhang 7), da die TDR-Sonden nicht genau untereinander liegen, sondern versetzt angeordnet sind. TÄUMER ET AL. (2003) stellten fest, dass Teilbereiche des Bodens nach Niederschlägen nicht befeuchtet werden. Auch RENNECKE ET AL. (2004) zeigten, dass trotz relativ homogenen Substrats starke zeitliche und räumliche Schwankungen des Wassergehaltes in Böden auftreten können. Bei 2,0 m sinkt der volumetrische Wassergehalt auf $0,35 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Im Herbst 2003 erfolgte dann die Auffüllung der Bodenwasserspeicher.

Bei 2,5 m ist die Bodenfeuchte fast konstant und der volumetrische Wassergehalt liegt zwischen $0,37 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ und $0,39 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Bei diesen Werten ist die Feldkapazität, also die Wassermenge, die ein Boden gegen die Schwerkraft zurückhalten kann, erreicht.

Zwischen 2,5 m und 7,5 m wird der Boden mit k_f -Werten von 10^{-7} bis 10^{-8} sehr undurchlässig (siehe Abb. 5-21). Es handelt sich um Geschiebelehm, der hier wahrscheinlich als mehr oder weniger große Linse ausgeprägt ist und als lokaler Wasserstauer fungiert, auf dem das Wasser seitlich ablaufen kann. Dies erklärt die geringen Bodenfeuchtwerte bei 3,0 m, 8,0 m und 13,0 m, die mit einem volumetrischen Wassergehalt von $0,0 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ bis $0,02 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ so gut wie trocken sind. Bei 3,0 m sind allerdings die extremen Niederschlagsereignisse bis März 2003 gut zu erkennen (Anhang 17). Die Schwankungen in der Kurve sind bis zu diesem Zeitpunkt zeitlich parallel zu denen bei 0,5 m Tiefe (Abb. 5-27). Wahrscheinlich war das System noch nicht eingefahren und die Quelltondichtung nicht dicht, so dass das Niederschlagswasser über das Rohr des SGM an die Sonde gelangen konnte (Anhang 7).

Da der Grundwasserstand zwischen 15,0 m und 16,0 m schwankt, sind die Bodenfeuchtesensoren bei 18,0 m und 22,8 m im gesättigten Bereich. Die Sättigung ist bei $0,44 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ erreicht. Die Schwankungen im Februar 2004 sind nicht zu erklären und wahrscheinlich auf Messfehler der TDR-Sonden zurückzuführen.

MP2

Die Bodenfeuchte bei 0,5 m (Abb. 5-28, Anhang 17) liegt von Mai bis Mitte August 2002 bei $0,37 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, nach dem Starkregen ist ein kurzzeitiger Anstieg auf $0,39 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ zu verzeichnen. Bis Ende Oktober 2002 fällt der volumetrische Wassergehalt auf $0,34 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Danach steigt er wieder an, wobei auch hier ein deutlicher Peak am 03. Januar 2003 zu erkennen ist.

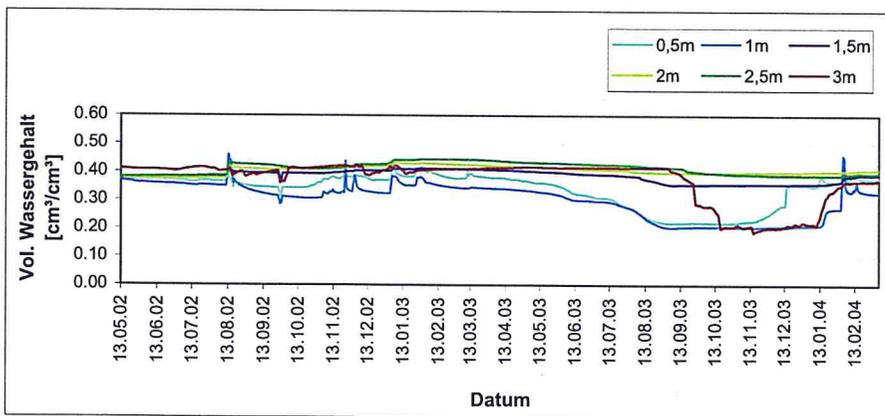


Abb. 5-28: Bodenfeuchteentwicklung bei MP2 über den Untersuchungszeitraum

Wie bei MP1 bewirkte der sehr warme und trockene Sommer 2003 bei MP2 ebenfalls eine starke Zehrung des Bodenwasserspeichers. Der volumetrische Wassergehalt ging bis Oktober 2003 auf $0,22 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ zurück. Danach wurde der Speicher wieder aufgefüllt und der volumetrische Wassergehalt pendelte sich bei $0,37 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ ein.

In 1,0 m Tiefe herrschen stärkere Schwankungen vor als bei 0,5 m. Sie bewegen sich von Mai 2002 bis März 2003 zwischen $0,30 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ und $0,45 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, wobei einzelne Niederschlagsereignisse deutlich nachzuvollziehen sind. Hier ist im Sommer 2003 ebenso eine Zehrung des Bodenwasservorrats aufgezeichnet worden, die sogar stärker (volumetrischer Wassergehalt von $0,2 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) ist als in der darüberliegenden Bodenschicht. Dies ist auf die oben erläuterten Ursachen zurückzuführen. Die Wiederauffüllung des Speichers setzt erst im Januar 2004 ein.

Der volumetrische Wassergehalt zwischen 1,5 m und 2,5 m ist relativ konstant. Er beginnt bei $0,37 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ bis $0,38 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ und macht nach dem Starkniederschlag im August 2002 einen Sprung um $0,03 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ bis $0,04 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ nach oben, bleibt dann wieder relativ konstant um am 03. Januar 2003 noch einmal um $0,01 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ bis $0,02 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ anzusteigen. Die Zehrung des Bodenwasservorrats setzt wesentlich später ein als bei 0,5 m und 1,0 m und ist deutlich geringer (1,5 m mit volumetrischem Wassergehalt von $0,36 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ etwas stärker als 2,0 m und 2,5 m mit $0,38 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$).

Da das Grundwasser zwischen 3,6 m und 2,7 m unter Geländeoberkante schwankt, kann man davon ausgehen, dass sich die TDR-Sonde bei 4,0 m im gesättigten Bereich befindet. Auch bei 3,0 m deuten die Bodenwassergehalte auf Sättigung hin. Die starke Absenkung des Bodenwassergehaltes zwischen September 2003 und Januar 2004 bei 3,0 m ist nicht zu erklären. Läge die Messsonde in einer sandigen Schicht, könnte es sein, dass diese Schicht bis auf ihre Feldkapazität leerläuft, da von oben kein Wasser nachkommt, weil die oberen Schichten das Wasser bei ihrer Feldkapazität speichern, bzw. Zehrung auftritt. Da bei 3,0 m aber keine Veränderungen des Bodenmaterials vorliegen (Kap. 5.1.2.2), ist von einem Messfehler der TDR-Sonden auszugehen.

Kalibrierungsergebnisse

Mit Hilfe der Messwerte wurde das mRisk-N Modell kalibriert. Bei Sensitivitätsanalysen stellte sich heraus, dass die wichtigsten Parameter zur Adaption des Bodenwassermodells der Bedeckungsgrad (k_c) des Bodens, die Feldkapazität und der Reduktionspunkt sind. Der Reduktionspunkt beschreibt dabei den Bodenwassergehalt, ab dem eine Reduktion der Eva-

potranspiration erfolgt ($ETPa < ETPp$). Je niedriger man diesen Wert wählt, desto größer ist also die Gesamtverdunstung. In der Praxis ist der Reduktionspunkt als Kalibrierungsparameter anzusehen. Er leitet sich aus der Beobachtung her, dass die mögliche Verdunstung aus dem Bodenspeicher mit dem Bodenwassergehalt abnimmt. Während der Modellkalibrierung wurde festgestellt, dass der Bodenwassergehalt nicht unter den Wert des Reduktionspunktes fiel. Damit war ein Modellfehler aufgedeckt worden, der dann behoben wurde.

Nach der Korrektur des Modellfehlers war es durch die Anpassung der oben genannten Para-

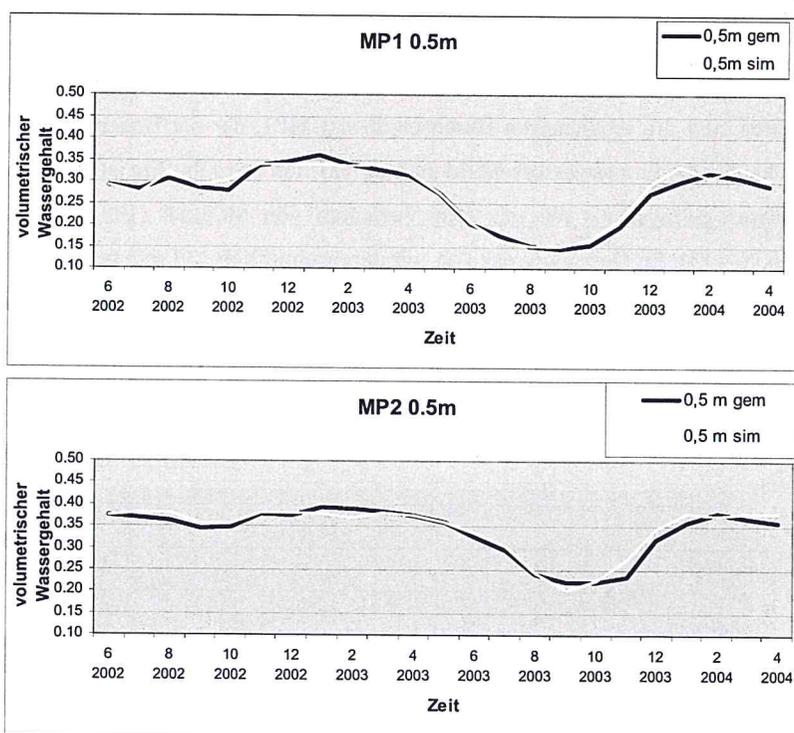


Abb. 5-29: Vergleich zwischen gemessener und modellierter Bodenfeuchte

meter (Anhang 9) möglich, die modellierten Werte des Wassergehaltes an die gemessenen anzugleichen (Abb. 5-29). Vergleicht man diese Werte, so ist zu erkennen, dass die Wassergehaltsänderungen in 0,5 m Tiefe gut wiedergegeben werden.

Die Diagramme in Anhang 19 zeigen den Vergleich der modellierten Werte mit den gemessenen Werten in den anderen Tiefen. Dabei ist für MP1 eine gute Korrespondenz in größeren Tiefen zu erkennen. Bei MP2 hingegen wurde der geringe Wassergehalt in 1,0 m Tiefe während des Sommers 2003 zu hoch berechnet.

Modellergebnisse

Die Grundwasserneubildung für die Messplätze MP1 und MP2 wurde mit dem so kalibrierten Programm mRisk-N berechnet. Abb. 5-30 zeigt zum einen den zeitlichen Verlauf der Grundwasserneubildung und zum anderen die zu Jahreswerten akkumulierten Grundwasserneubildungsraten. Es ist zu sehen, dass bei MP2 mit gering mächtiger Überdeckung und Grünlandnutzung die Zeiten der Grundwasserneubildung mit denen der Niederschläge fast identisch sind. Bei MP1 mit mächtiger Grundwasserüberdeckung und Ackernutzung werden die Niederschlagschwankungen abgepuffert, die Grundwasserneubildung ist geringer und verläuft gleichmäßiger. Die jährlichen Grundwasserneubildungsraten liegen bei MP1 zwischen 1 mm und 380 mm und bei MP2 zwischen 0 mm und 425 mm, wobei die hohen Werte in den beiden aufeinanderfolgenden mit über 900 mm sehr niederschlagsreichen Jahren 1994 und 1995 zu beobachten sind. Im langjährigen Durchschnitt hat MP1, der der Bodeneinheit 2 zugeordnet werden kann, eine Grundwasserneubildung von 121 mm pro Jahr. Sie ist nach dieser Methode somit etwas geringer als die mit dem Verfahren von MÜLLER (1997) berechnete (siehe Tab. 5-6, S. 113). Im Gegensatz dazu ist mit durchschnittlich 137 mm pro Jahr bei MP2, welcher in der Bodeneinheit 14 liegt, eine leicht höhere jährliche Grundwasserneubildungsrate ermittelt worden als beim Verfahren von MÜLLER (1997) (siehe Tab. 5-6, S. 113).

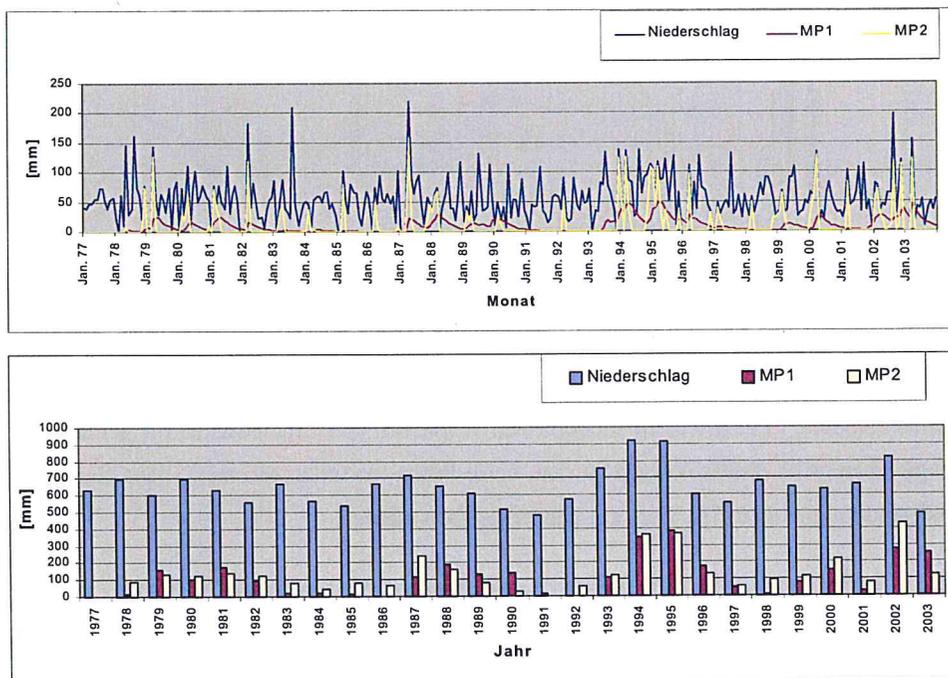


Abb. 5-30: Simulation der monatlichen (oben) und jährlichen (unten) Grundwasserneubildung mit mRisk-N

Bei der Berechnung der Grundwasserneubildung für die vorhandenen Bodeneinheiten nach MÜLLER (1997) war es zunächst notwendig, das pflanzenverfügbare Bodenwasser (Wpfl) zu bestimmen, welches sich aus dem mittleren kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser (KA) und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe) zusammensetzt. Für den kapillaren Aufstieg ist neben den Bewirtschaftungs- und Bodendaten auch der Grundwasserflurabstand von entscheidender Bedeutung. Für die einzelnen Bodeneinheiten ergaben sich folgende mittlere jährliche Sickerwasserraten (GWNa) (Tab. 5-4):

Tab. 5-4: Jährliche Sickerwasserrate nach MÜLLER (1997)

Bodeneinheit	Leitbodentyp	Wpfl [mm]	GWNa [mm/a]
2	Parabraunerde	274	130
3	Parabraunerde	259	133
8	Braunerde-Fahlerde	252	135
12	Parabraunerde-Braunerde	230	141
14	Kolluvisol	377	112
15	Kolluvisol	334	118
16	Kolluvisol-Gley	197	151
17	Pararendzina	216	145
34	Vega-Gley	253	139
35	Auengley	124	184
39	Lockersyrosem	239	138

Die nach HENNINGS (1994) für das Jahr 2002 errechnete Grundwasserneubildung für MP2 liegt bei 188,5 mm und ist somit deutlich geringer als der mit mRisk-N ermittelte Wert von 424 mm (Tab. 5-7).

Als weitere Vergleichsgrößen wurden Daten aus den Lysimeterstationen in Falkenberg und Brandis sowie die in der NAU Karte der DDR nach GLUGLA (INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1983) berechnete Grundwasserneubildung herangezogen. Laut NAU Karte (INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1983) beträgt die Grundwasserneubildung im Untersuchungsgebiet 155 - 160 mm pro Jahr. Damit liegt sie über den nach MÜLLER (1997) - ausgenommen die kaum vorkommenden Auengleye - und mit mRisk-N ermittelten Werten.

Für die Lysimeterstation Falkenberg (Sachsen-Anhalt, nördliche Altmark) standen Daten für Lössböden für die Jahre 2001 und 2002 zur Verfügung. In Tab. 5-5 sind die Ausläufe aus den Lysimetern (entspricht Grundwasserneubildung) in 1,0 m Tiefe den für die Messplätze berechneten Werten gegenübergestellt.

Tab. 5-5: Gegenüberstellung der in Falkenberg (F) gemessenen Grundwasserneubildung (GWN) mit den berechneten Werten für die Messplätze 1 (MP1) und 2 (MP2) in Abhängigkeit von Niederschlag (N) und Zusatzbewässerung (ZB)

	Jan. 2001 bis Dez. 2002				2001				2002			
	Grünland		Acker		Grünland		Acker		Grünland		Acker	
	F	MP2	F	MP1	F	MP2	F	MP1	F	MP2	F	MP1
N (+ZB) [mm]	1600	1471	1510	1471	784	659	784	659	816	812	726	812
GWN [mm]	491	506	291	306	199	82	1	30	292	424	290	274

Im Vergleich zu den gemessenen Werten wurden über den genannten Zeitraum für das Untersuchungsgebiet, bei insgesamt geringeren Niederschlägen, für die Acker- und für die Grünlandfläche eine etwas höhere (+15 mm) Grundwasserneubildung berechnet. Bei der Ackernutzung wurde im Jahr 2001 trotz höherer Niederschläge (+125 mm) in Falkenberg nur 1 mm Grundwasserneubildung gemessen, während das mRisk-N Modell für MP1 30 mm simulierte. Im Jahr 2002 tritt die umgekehrte Situation ein: Trotz geringerer Niederschläge (-86 mm) wurde mit 290 mm eine leicht höhere Grundwasserneubildung gemessen als die mit 274 mm berechnete. Die modellierten Grundwasserneubildungsraten unter Grünland liegen 2001 klar unter und 2002 klar über den gemessenen.

Grundwasserneubildungsdaten für die Lysimeterstation Brandis (östlich von Leipzig) wurden aus HAFERKORN (2000) übernommen und zusammen mit dem Niederschlag in Abb. 5-31 dargestellt und den für MP1 berechneten Werten gegenübergestellt.

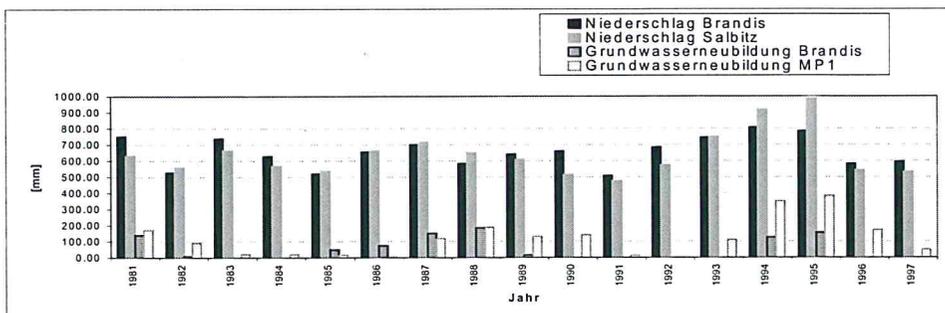


Abb. 5-31: Jahressummen des Niederschlages und der Grundwasserneubildung unter tiefgründigem Löss (Lysimetertiefe 3,0 m) der Lysimeterstation Brandis (aus HAFERKORN, 2000) im Vergleich mit den durch mRiskn-N simulierten Grundwasserneubildungswerten für MP1

Über den betrachteten Zeitraum von 1981 - 1997 kamen über dem ackerbaulich betriebenen Lysimeter in Brandis im jährlichen Durchschnitt nur etwa 50 mm zur Grundwasserneubildung, während für die Jahna-Aue im selben Zeitraum 116 mm/a berechnet wurden. Die

durchschnittlichen Niederschläge sind mit 655 mm/a in Brandis und 641 mm/a im Untersuchungsgebiet durchaus zu vergleichen, wobei in den Einzeljahren deutliche Unterschiede auftreten. In Brandis wurde beobachtet, dass in mehreren Jahren keine Grundwasserneubildung vorkam. Sie trat nur auf, wenn der Bodenspeicher vollständig aufgefüllt war. Der maximale Wert wurde 1988 mit 184 mm gemessen (HAFERKORN, 2000), während für die Jahna-Aue der Höchstwert von 380 mm für das Jahr 1995 berechnet wurde. Bei der Berechnung traten keine Jahre ohne Grundwasserneubildung auf. Insgesamt zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den in Brandis gemessenen und den im Untersuchungsgebiet modellierten Werten. Die modellierten Werte zeigen zwar die gleichen Tendenzen wie die gemessenen, sind aber meistens höher als diese.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die langjährigen Mittel der durch die verschiedenen Methoden berechneten Werte gut übereinstimmen. Sie befinden sich mit 155 - 160 mm/a (INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1983), 130 - 184 mm/a (MÜLLER, 1997, je nach Bodeneinheit) und 118 - 136 mm/a (mRisk-N, WRIEDT, 2002a, 2004) in der gleichen Größenordnung (Tab. 5-6). Allerdings liegen sie alle sichtlich über dem in der Lysimeterstation Brandis gemessenen Wert von 50 mm/a. Bei Betrachtung einzelner Jahre von den durch das mRiskN-Modell berechneten und den gemessenen Werten in Falkenberg und Brandis lassen sich zum Teil deutliche Unterschiede erkennen (Tab. 5-5, Tab. 5-6, Tab. 5-7). Im Vergleich mit den Werten aus Brandis zeigen die modellierten Werte die gleichen Tendenzen wie die gemessenen, sind aber meistens höher als diese. Die berechneten Werte stellen also eine Abschätzung der Grundwasserneubildung dar, die die Wirklichkeit tendenziell beschreiben. Für langfristige Prognosen sind die Modelle gut geeignet, auch wenn sie in den einzelnen Jahren von der Realität abweichen können.

Tab. 5-6: Vergleich der mittleren jährlichen Grundwasserneubildungsraten [mm] verschiedener Methoden und Messwerte

Bodeneinheit	Leitbodentyp	Müller	mRISK-N	NAU Karte	Brandis
2	Parabraunerde	130	121	155-160	50
3	Parabraunerde	133		155-160	50
8	Braunerde-Fahlerde	135		155-160	
12	Parabraunerde-Braunerde	141		155-160	
14	Kolluvisol	112	137	155-160	
15	Kolluvisol	118		155-160	
16	Kolluvisol-Gley	151		155-160	
17	Pararendzina	145		155-160	
34	Vega-Gley	139		155-160	
35	Auengley	184		155-160	
39	Lockersyosem	138		155-160	

Tab. 5-7: Vergleich der Grundwasserneubildung [mm] unter Grünlandnutzung für das Jahr 2002

Falkenberg	mRISK-N	HENNINGS
292	424	188

5.1.2.5 Austauschhäufigkeit des Bodenwassers

Die Austauschhäufigkeit AH [%/a] des Bodenwassers ergibt sich aus dem Quotienten der jährlichen Sickerwasserrate und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (Kap. 4.1.2.5). Sie lässt eine Gefährdungsabschätzung hinsichtlich des Austrags der im Bodenwasser gelösten Stoffe zu. Ist die jährliche Austauschhäufigkeit geringer als 70 %, ist die Nitratauswaschungsgefährdung sehr gering (Kap. 4.1.2.5).

Nach diesem Verfahren weisen alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Leitbodentypen eine Austauschhäufigkeit von weniger als 70 %/a auf, nur der Auengley liegt mit 70,4 %/a etwas darüber (Tab. 5-8). Die Austauschhäufigkeiten wurden mit Hilfe der über die Bodenprofile gemittelten Werte für die jährliche Sickerwasserrate und die Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes berechnet. Selbst wenn man den maximalen Wert der jährliche Sickerwasserrate und den minimalen Wert für die Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes zur Berechnung heranzieht, steigt nur der Vega-Gley mit 70,1 %/a in die Klasse der geringen Nitratauswaschungsgefahr auf, ansonsten ändern sich die Gefährdungsklassen nicht. Die Gefahr der Nitratauswaschung im gesamten Untersuchungsgebiet wäre demnach sehr gering bis gering (Abb. 5-32). Das heißt jedoch nicht, dass kein Nitrat ausgewaschen werden kann. Durch das hohe Stickstoffmineralisierungspotential von etwa 175 kg/ha (Kap. 5.1.2.1) besteht trotzdem ein relativ hohes Nitratauswaschungspotential. Besonders durch extreme Niederschlagsereignisse nach längerer Trockenperiode kann es zu Nitratausträgen kommen.

Tab. 5-8: Mittlere Austauschhäufigkeit des Bodenwassers pro Bodeneinheit

Bodeneinheit	Leitbodentyp	AH [%/a]
2	Parabraunerde	31,5
3	Parabraunerde	33,0
8	Braunerde-Fahlerde	31,6
12	Parabraunerde-Braunerde	39,2
14	Kolluvisol	25,5
15	Kolluvisol	25,1
16	Kulluvisol-Gley	45,9
17	Pararendzina	48,5
34	Vega-Gley	52,4
35	Auengley	70,4
39	Lockersyrosem	36,4

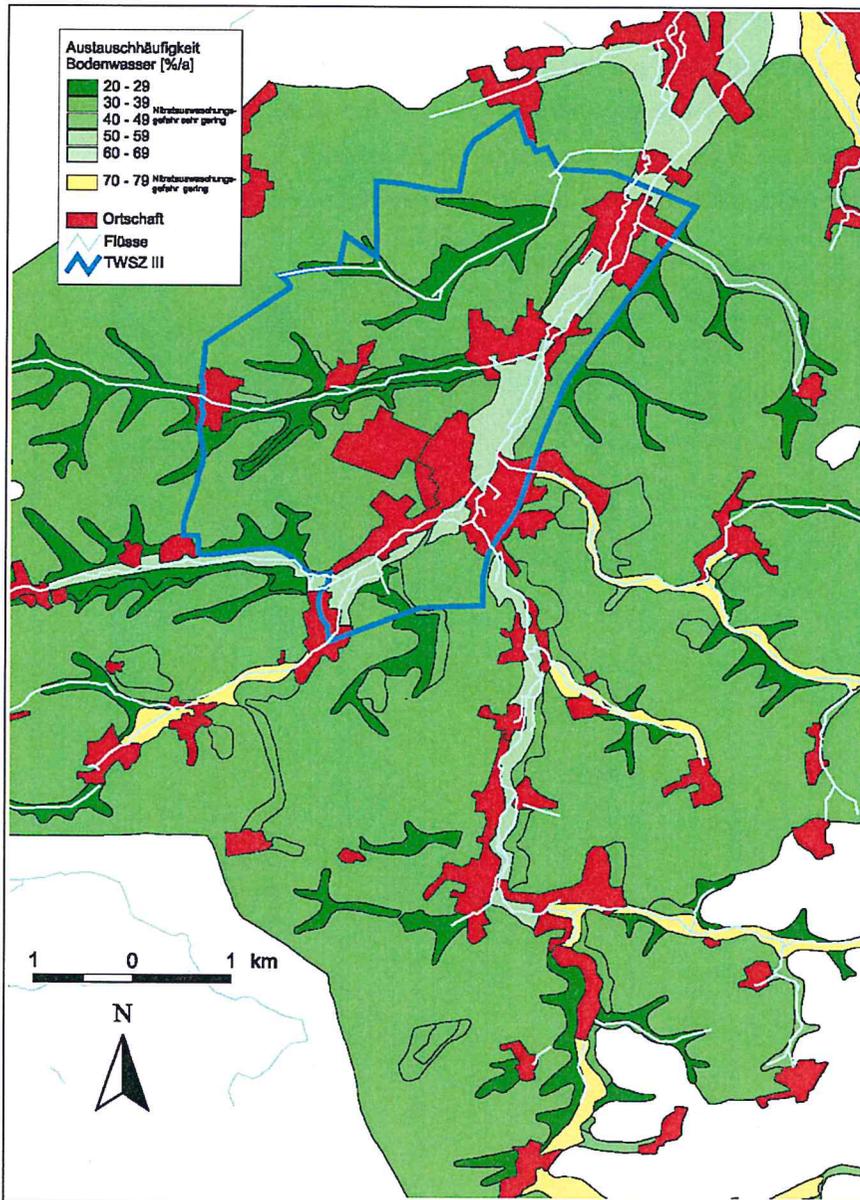


Abb. 5-32: Karte der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und der daraus abgeleiteten Nitratauswaschungsgefährdung

5.1.3 Vergleich zwischen Nitratbelastung und Nitratauswaschungspotential

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass auf Grundlage der Nitratauswaschungsgefährdungsermittlung nach MÜLLER (1997) für dieses Untersuchungsgebiet keine Aussagen über die Nitratreintragsflächen gewonnen werden können, da für nahezu das gesamte Gebiet eine sehr geringe Auswaschungsgefährdung prognostiziert wird. Sieht man sich aber die Austauschhäufigkeiten des Bodenwassers an, ist zu erkennen, dass unter den Flächen mit den höchsten Austauschhäufigkeiten auch die höheren Nitratwerte gemessen wurden (Abb. 5-33).

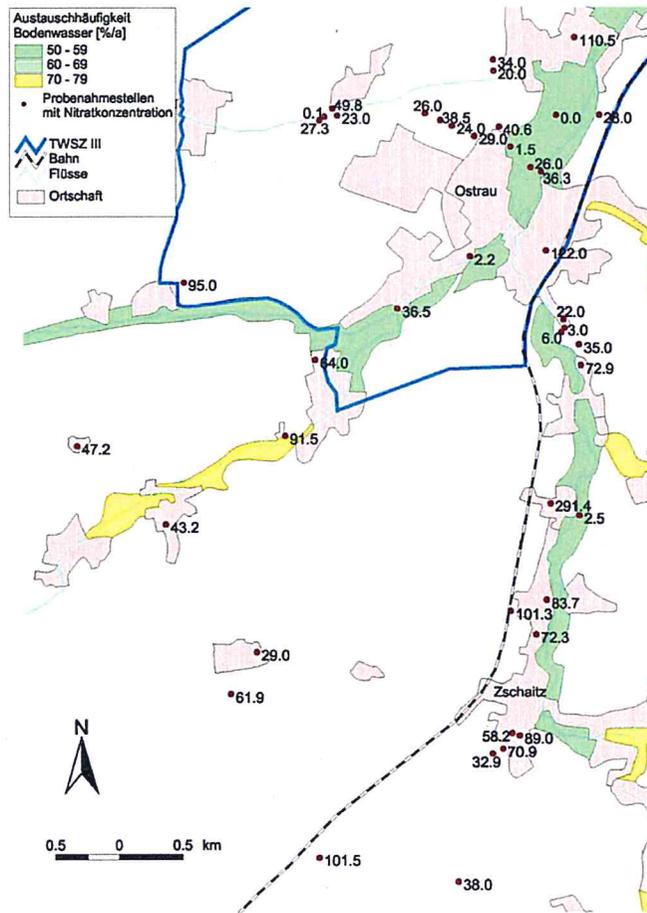


Abb. 5-33: Abhängigkeit der Nitratwerte des Grundwassers von der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers

Ein noch engerer Zusammenhang ist zwischen Grundwasserflurabstand und Nitratgehaltshöhe festzustellen. Gebiete mit geringem Grundwasserflurabstand weisen die höchsten Werte auf.

Besonders im südlichen Anstrombereich außerhalb der Trinkwasserschutzzone III der Jahnau-
Aue wurden in Arealen mit geringem Grundwasserflurabstand hohe bis sehr hohe Nitratge-
halte gemessen, die deutlich über dem Grenzwert von 50 mg/l liegen (Abb. 5-34). Im Unter-
suchungsgebiet scheint also der Grundwasserflurabstand, neben der Bewirtschaftung, das ent-
scheidende Kriterium für die Nitrat auswaschungsgefährdung zu sein.

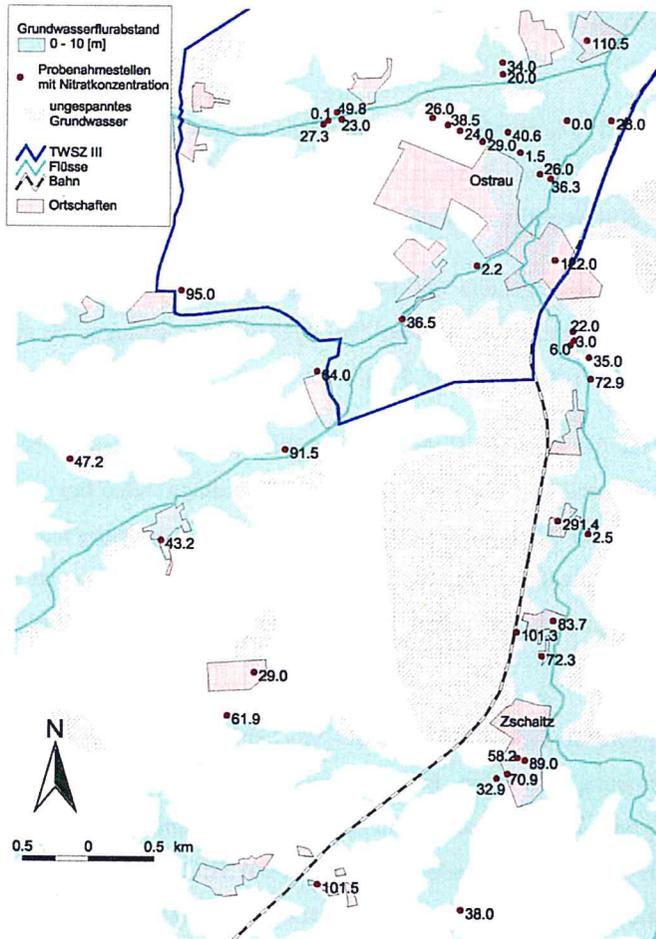


Abb. 5-34: Abhängigkeit der Nitratwerte des Grundwassers vom Grundwasserflurabstand

Die Untersuchungen zeigen, dass der Transport des Wassers und somit des in ihm gelösten Nitrates durch die ungesättigte Zone im Durchschnitt 20 - 25 Jahre dauert, die gemessenen Nitratwerte im Grundwasser also überwiegend die Nitratbelastung der 1970er - 1980er Jahre widerspiegeln. Die Stickstoffbilanzen der Schläge weisen von 1977 - 1989 einen deutlichen Stickstoffüberschuss auf. Ab 1990 sind die Stickstoffüberschüsse merklich zurückgegangen,

so dass bei der Fortsetzung der derzeitigen Flächenbewirtschaftung die Nitratbelastung des Grundwassers in Zukunft abnehmen sollte.

5.2 Nitratbelastungsrisiko

5.2.1 Ungesättigte Zone

5.2.1.1 Nitratgehalte des Sickerwassers der Messplätze

MP1

Der Messplatz 1 (MP1) liegt in einem ackerbaulich genutzten Areal. Das Sickerwasser wurde bis in 2,5 m Tiefe durch zwei Saugkerzenreihen (Kap. 4.2.1.1, Anhang 7) BWS1 und BWS2 entnommen. Die Nitratgehalte im Sickerwasser sind bei BWS1 und BWS2 unterschiedlich.

Bei BWS1 sind die Nitratgehalte mit 30 - 40 mg/l über die Tiefe und über die Zeit relativ konstant, mit zunehmender Tiefe wird der Nitratgehalt etwas geringer. Es sind keine saisonalen Schwankungen zu erkennen (Abb. 5-35).

Bei BWS2 sind die Nitratgehalte (außer bei 1,0 m) in der Regel höher als bei BWS1. Der Nitratanteil nimmt generell von oben nach unten zu. Allerdings treten bei 1,0 m Tiefe deutlich geringere Werte als bei 0,5 m auf. Bei 0,5 m und 1,0 m sind eindeutig saisonale Schwankungen mit höheren Nitratgehalten im Winter und geringeren im Sommer zu erkennen. Im Gegensatz zu 0,5 m und 1,0 m gehen die Nitratgehalte ab 1,5 m über die Zeit zurück (Abb. 5-35).

Bei beiden Saugkerzenreihen ist während der Trockenperiode im Sommer 2003 kein Sickerwasser zur Beprobung angefallen. Erst im Januar 2004 wurde erstmals wieder welches gesammelt. Dieses wies bei 0,5 m sehr hohe Nitratkonzentrationen auf, wobei bei BWS2 erneut höhere Werte als bei BWS1 gemessen wurden. Bei BWS1 0,5 m stiegen die Nitratgehalte von 95 mg/l im Januar 2004 bis auf 254 mg/l im März an und gingen dann bis zum Ende der Beprobung im Mai auf 138 mg/l zurück. Bei BWS2 0,5 m wurden im Januar 2004 211 mg/l gemessen, der Höchstwert wurde mit 351 mg/l im April erreicht und im Mai lagen die Werte bei 229 mg/l. Das nach der Trockenperiode gelöste Nitrat findet sich in allen Tiefen wieder, allerdings werden die Nitratgehalte mit zunehmender Tiefe deutlich geringer. Es ist anzunehmen, dass die Nitratgehalte bei 0,5 m weiter zurückgehen, während sie in den größeren Tiefen zunächst noch ansteigen. So hohe Konzentrationen wie bei 0,5 m sind aber wegen Denitrifikation und Dispersion nicht zu erwarten.

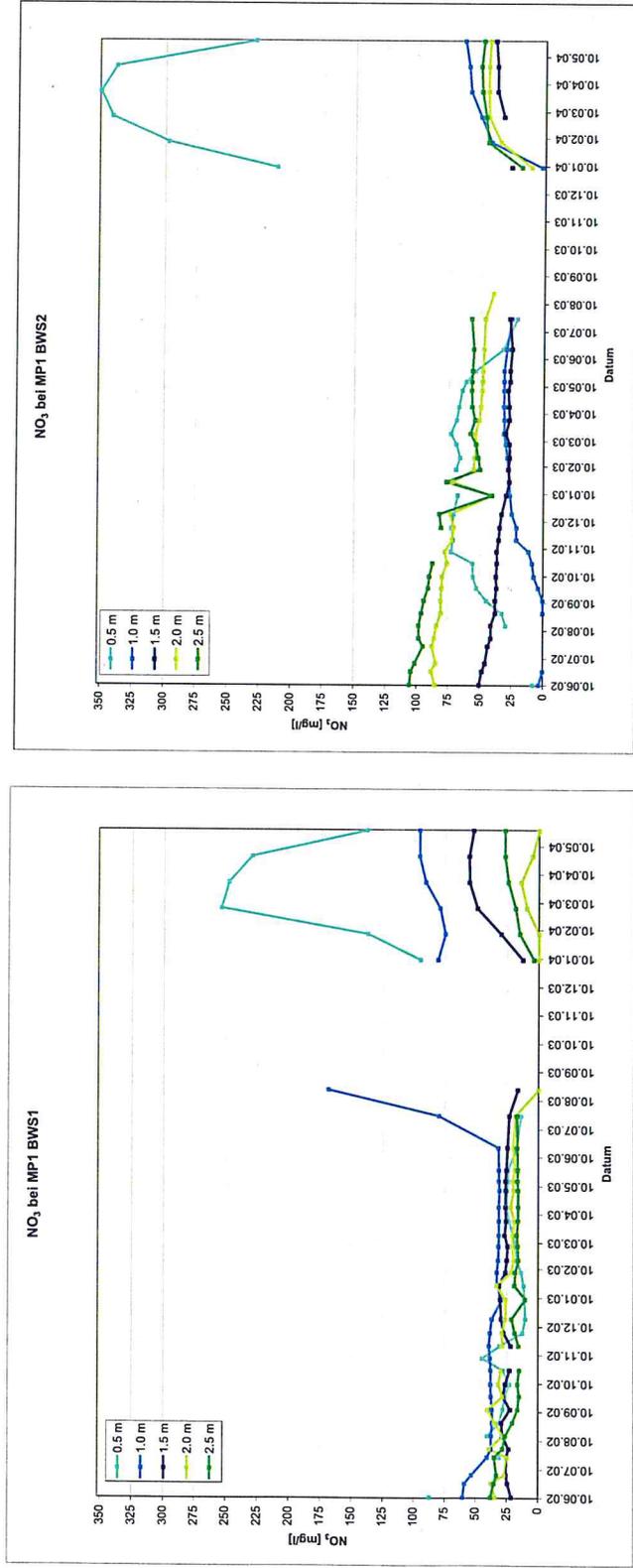


Abb. 5-35: Nitratgehalte des Bodenwassers bis 2,5 m bei MPI über den Untersuchungszeitraum von zwei Jahren

Die hohen Konzentrationen sind auf die Anreicherung von Nitrat in der Bodenzone während der langen Trockenperiode im Sommer 2003 zurückzuführen. Durch die starke Zehrung des Bodenwasservorrats konnte das Nitrat nicht gelöst und somit auch nicht transportiert werden. Erst mit der Auffüllung des Bodenwasserspeichers wurde das akkumulierte Nitrat gelöst und somit das Sickerwasser stark angereichert.

Laut mündlicher Aussage von Herrn STURM vom Technologiezentrum Wasser (TZW) Karlsruhe wurden an dortigen monolytischen Freilandlysimetern die gleichen Effekte beobachtet.

Die $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte bei BWS1 liegen im Mittel zwischen 2,3 ‰ und 2,5 ‰, mit Ausnahme von 2,0 m Tiefe, dort liegen sie bei 1,5 ‰. Mit einer Schwankungsbreite von ± 1 ‰ sind die Werte relativ konstant (Abb. 5-36). Die mittleren $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte von BWS2 sind mit 2,5 ‰ bis 3,5 ‰ etwas höher als bei BWS1 und auch die Schwankungsbreite, besonders nach unten, ist etwas größer (Abb. 5-36). Die Einzelwerte sind Anhang 20 zu entnehmen. Insgesamt liegen die Werte im Überlappungsbereich für den mineralischen Dünger und die organische Bodensubstanz.

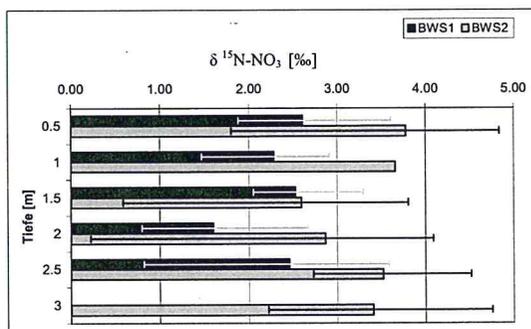


Abb. 5-36: $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ im Bodenwasser bei MP1 bis 3 m

Die Nitritgehalte bewegen sich in den oberen Bodenschichten von 0 mg/l bis 0,5 mg/l, wobei ein Großteil der Proben kein Nitrit enthielt.

Im Grundwasser ab 18,0 m bis 23,2 m sind die Nitratwerte relativ konstant und bewegen sich zwischen 30 mg/l und 40 mg/l. Ab 26,0 m ist eine Verringerung auf durchschnittlich 20 - 25 mg/l erkennbar (Abb. 5-37).

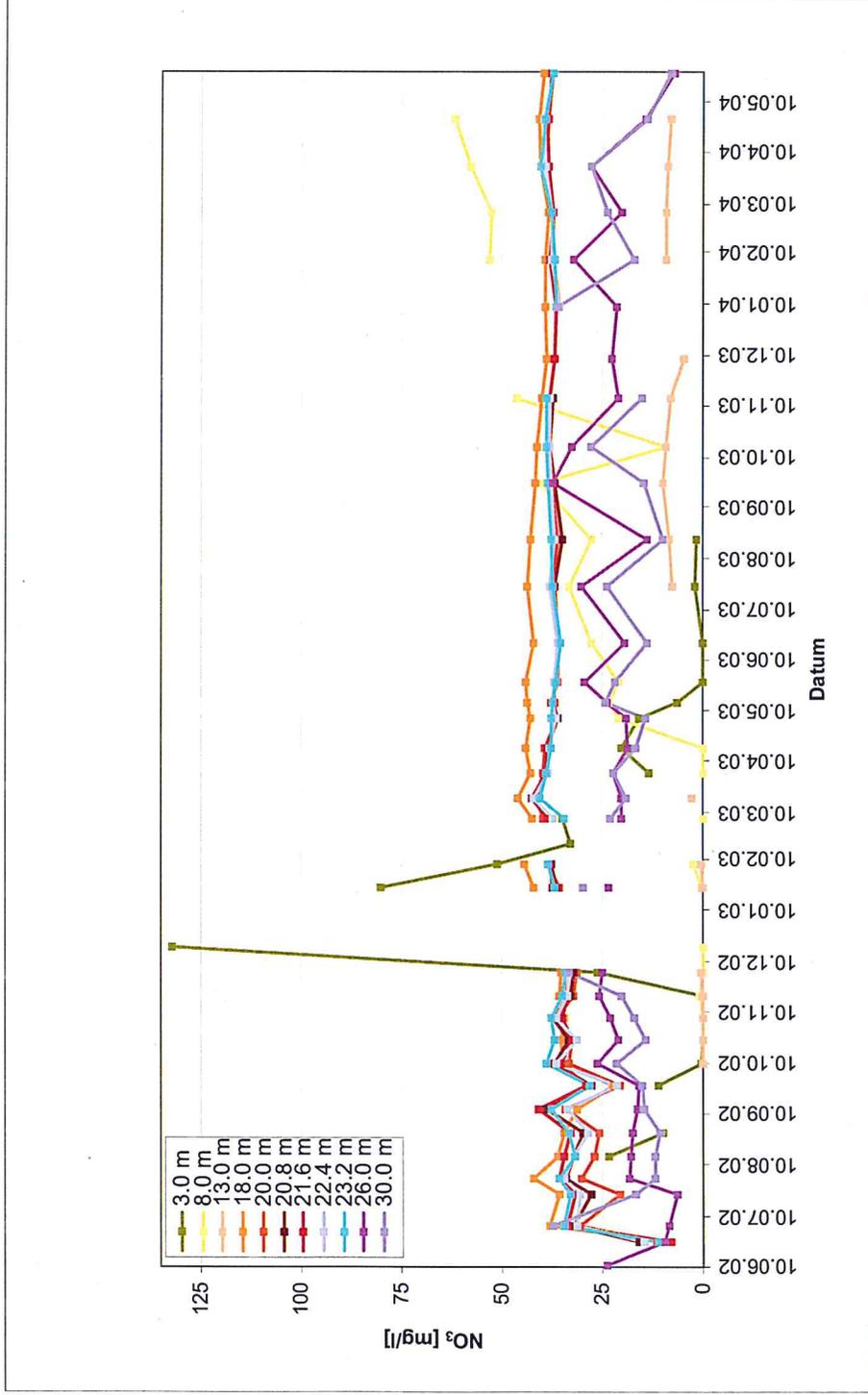


Abb. 5-37: Nitratgehalte des Boden- und Grundwassers ab 3,0 m bei MP1 über den Untersuchungszeitraum von zwei Jahren

Die mittleren $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte liegen zwischen 5,2 ‰ und 7,4 ‰ (Abb. 5-38), sind also deutlich höher als im Sickerwasser und mit den in der Brunnengalerie gemessenen Werten vergleichbar (Kap. 5.1.1.1). Auch die $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte aus dem vom Boden gewonnen Eluat weisen in den entsprechenden Tiefen mit 5,6 - 7,0 ‰ (siehe Abb. 5-22) in etwa die gleiche Signatur auf, d.h. sie stammen aus dem gleichen Pool, der organischen Bodensubstanz.

Mit zunehmender Tiefe des Grundwassers findet eine leichte Anreicherung von $^{15}\text{N-NO}_3$ statt (Abb. 5-38). Durch die Reduktion von Nitrat zu Nitrit wird das Isotop ^{15}N im Nitrat angereichert (Kap. 4.1.1.2). Da mit zunehmender Tiefe eine Abnahme der Nitratkonzentrationen festzustellen ist, ist anzunehmen, dass im tieferen Grundwasser Denitrifikation stattfindet. Ab 26,0 m wurden Nitritkonzentrationen zwischen 0,0 mg/l und 1,4 mg/l ermittelt, wobei etliche Proben kein Nitrit enthielten (Anhang 21).

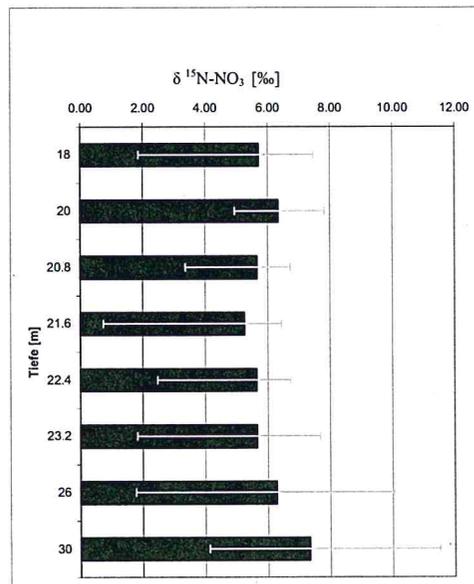


Abb. 5-38: $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ im Grundwasser bei MPI

Im Grundwasserbereich zwischen 18,0 m und 23,2 m schwanken die Nitritwerte zwischen 0,1 mg/l und 1 mg/l. Hier wurde in fast jeder Probe Nitrit nachgewiesen (Anhang 21). Dies ist ein Hinweis auf Nitratreduktion.

Diese Reduktion ist auch bei dem Wasser zu erkennen, welches zwei Wochen in der Saugkerze verblieben ist. Um diesem Effekt nachzukommen, wurden einige Male Proben von zwei Wochen altem Wasser und unmittelbar angesaugtem Wasser aus Tiefen von 18,0 - 23,2 m ge-

nommen und verglichen. Es stellte sich heraus, dass der Nitratgehalt bei den frischen Proben etwa 5 - 10 mg/l höher war, als der Nitratgehalt der "abgestandenen" Proben, dafür war der Nitritgehalt um 1/5 bis 1/10 geringer (Anhang 21). Im gleichen Maße erhöhte sich der $^{15}\text{N-NO}_3$ -Gehalt des zwei Wochen alten Wassers (Anhang 20). Das zeigt, dass im Aquifer ein Denitrifikationspotential vorhanden ist.

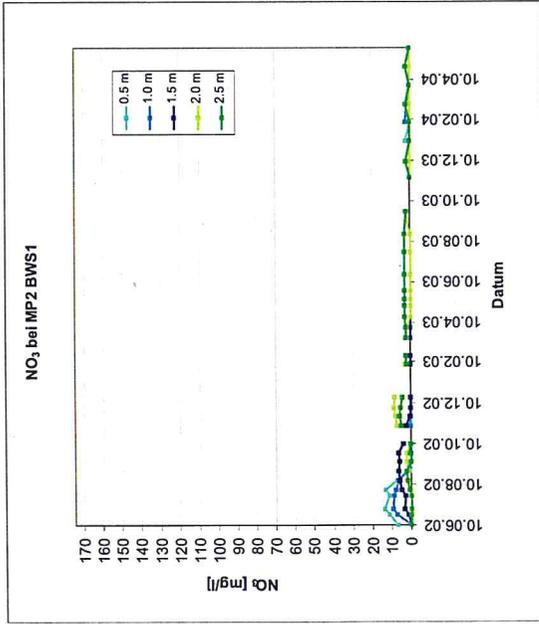
MP2 und MP3

Die Nitratwerte im Sickerwasser zwischen 0,5 m und 2,5 m liegen bei den Messplätzen 2 (MP2) und 3 (MP3), die sich auf einer Grünlandfläche befinden, zwischen 0 mg/l und 10 mg/l. Ausnahme bildet 0,5 m bei BWS2, wo zu Beginn der Untersuchungen Werte von bis zu 175 mg/l aufgetreten sind (Abb. 5-39). Allerdings ist einen halben Meter tiefer kein Wert über 5 mg/l gemessen worden. Bei 3,0 m und 4,0 m ist kein Nitrat vorhanden (Abb. 5-39). Es erfolgt an diesen Stellen also kaum bzw. kein vertikaler Nitratreintrag.

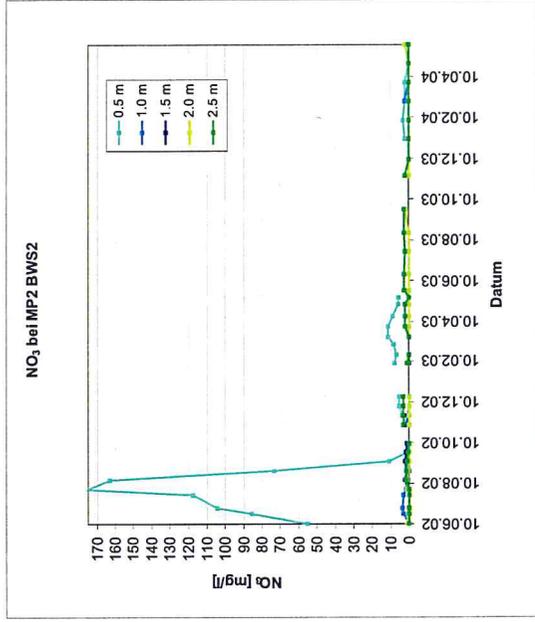
Im Grundwasser des MP3 wurden Nitratwerte von 30 - 40 mg/l gemessen, im Sommer 2003 gingen diese auf 10 bis 15 mg/l zurück und stiegen im November wieder auf die Anfangsgehalte an (Abb. 5-40). Dies bestätigt die in Kap. 5.3 erläuterte Theorie, dass im westlichen Anstrombereich das Wasser schnell verlagert wird und sich Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt zeitnah im Grundwasser widerspiegeln. Durch den trockenen Sommer kam es zu fast keiner Grundwasserneubildung und somit wurde sehr wenig Nitrat ausgewaschen. Deshalb gingen die Nitratgehalte im Grundwasser zurück.

Bemerkenswert ist, dass im Grundwasser bei MP2 so gut wie kein Nitrat auftritt (Abb. 5-39), obwohl in den benachbarten Brunnen Werte um die 30 - 40 mg/l (12-Schmorren, MP3) festgestellt wurden.

A



B



C

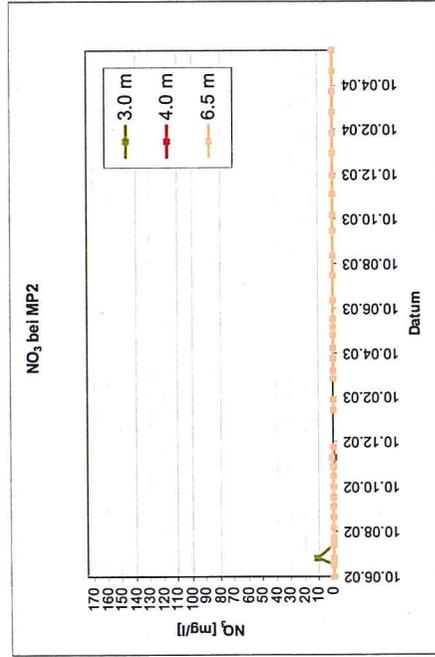


Abb. 5-39: Nitratgehalte in Boden- und Grundwasser bei MP2 über den Untersuchungszeitraum von zwei Jahren

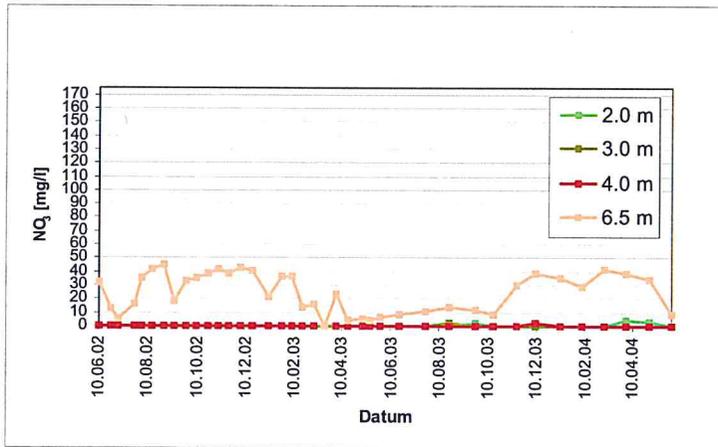


Abb. 5-40: Nitratgehalte im Boden- und Grundwasser bei MP3 über den Untersuchungszeitraum von zwei Jahren

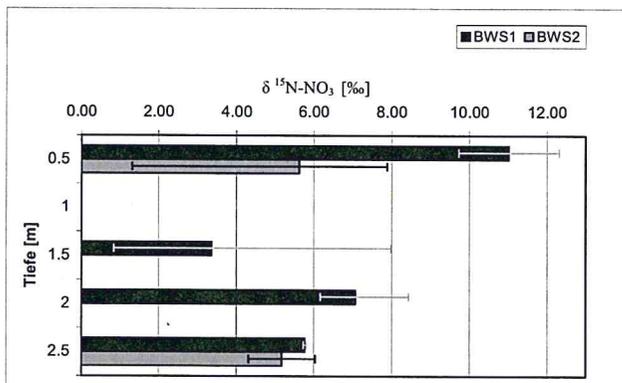


Abb. 5-41: $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ im Bodenwasser bei MP2 bis 2,5 m

Die $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte sind insgesamt höher als bei MP1. Besonders hoch sind sie mit durchschnittlich 11 ‰ bei BWS1 0,5 m (Abb. 5-41). Damit liegen sie deutlich über den Werten von BWS2 0,5 m mit durchschnittlich 5,6 ‰. Die hohen Werte um die 11 ‰ lassen auf den Einfluss organischer Düngung schließen, der

eventuell auf den zeitweiligen Viehbesatz zurückzuführen ist. Insgesamt liegen die Werte aber im Bereich der organischen Bodensubstanz

Nitrit wurde vor allem zu Beginn der Messungen bei MP2 in der oberen Bodenschicht bei 0,5 m festgestellt (0,5 - 10 mg/l). Ansonsten tritt es nur vereinzelt in Konzentrationen von 0,1 mg/l bis 0,5 mg/l auf (siehe Anhang 21).

Im Grundwasser von MP3 (6,5 m) sind allerdings fast immer hohe Nitritwerte (bis 16,5 mg/l) anzutreffen (Anhang 21). Da hier relativ hohe $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte gemessen wurden, so dass

man von einer ^{15}N -Anreicherung ausgehen kann, sind reduzierende Bedingungen anzunehmen.

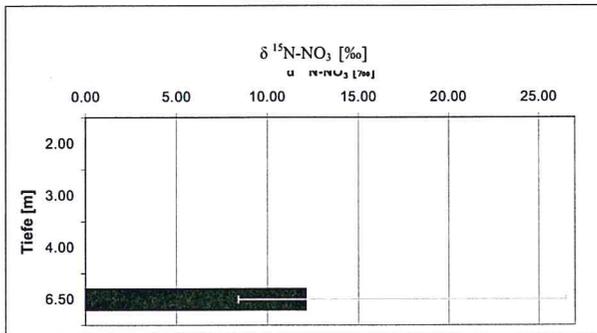


Abb. 5-42: $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ im Grundwasser bei MP3

Die mittleren $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ -Werte von 12,1 ‰ (Abb. 5-42) stimmen gut mit den mittleren Werten der angrenzenden Brunnen (12-Schmorren und 13-Wiese) überein (siehe Abb. 5-5). Die Einzelproben über 25 ‰ weisen auf einen zeitweiligen Einfluss durch organischen Dünger hin.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass auch im Sickerwasser die Isotope des Nitrats auf organische Bodensubstanz als Nitratquelle hinweisen, wobei unter Grünland zeitweiliger Einfluss organischen Düngers (MP2) zu erkennen ist. Im Sickerwasser unter Grünland (MP2 und MP3) sind nur sehr geringe Nitratkonzentrationen gemessen worden. Daher besteht hier, trotz relativ hoher Grundwasserneubildungsraten, nur ein geringes Belastungsrisiko für das Grundwasser.

Im Sickerwasser unter dem Ackerstandort (MP1) liegen die Nitratgehalte zwischen 30 - 80 mg/l. Dabei sind die Gehalte der Saugkerzenreihe BWS1 über die Zeit und über die Tiefe mit 30 - 40 mg/l relativ konstant. Bei der Saugkerzenreihe BWS2 hingegen nimmt der Nitratanteil von oben nach unten zu. Bei 0,5 m und 1,0 m sind saisonale Schwankungen mit höheren Nitratgehalten im Winter und geringeren im Sommer zu erkennen. Ab 1,5 m gehen die Nitratgehalte über die Zeit zurück. Der Untersuchungszeitraum von zwei Jahren mit dem sehr nassen Jahr 2002 und dem extrem trockenen Jahr 2003 ist zu kurz, um abschließende Aussagen zu machen. Während dieses Zeitraums konnten jedoch keine Nitratgehalte im Sickerwasser nachgewiesen werden, die auf eine anhaltende hohe Belastung in den nächsten Jahren hindeuten. Allerdings sind in der dem trockenen Sommer 2003 folgenden Grundwasserneubildungsperiode sehr hohe Nitratgehalte im Sickerwasser gemessen worden. Diese werden in durch Dispersion und Denitrifikation abgeschwächter Form über die ungesättigte Zone transportiert. Hierbei handelt es sich um Einzelereignisse und nicht um ständige Belastungen, so dass eine dauerhafte Grundwasserbelastung nicht zu erwarten ist.

5.2.1.2 mRisk-N Ergebnisse

Wie in Kap. 4.2.1.2 beschrieben, berechnet das mRisk-N Modell den Nitrataustrag durch das zur Grundwasserneubildung gelangende Sickerwasser. Für den Stickstoffumsatz nach dem Modellansatz von GUSMAN & MARINO (1999) unterteilt das Modell die ungesättigte Zone in eine obere und untere Wurzelzone sowie die Bodenzone bis zum Grundwasser (Abb. 5-43). Die Wurzelzone wird unterteilt, da sich der größte Teil der Stickstofftransformation in den oberen 30 cm des Bodens abspielt, die Wurzeln aber meist eine größere Tiefe erreichen. Bei der Simulation des Transportes von einer ungesättigten Bodenzone in die nächste, wird von einer vollständigen Durchmischung der Stickstoffkonzentrationen ausgegangen.

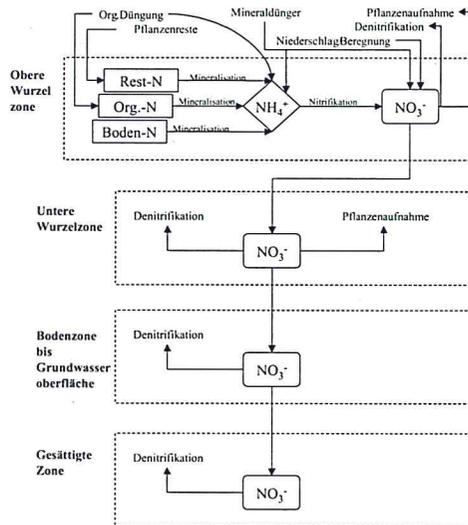


Abb. 5-43: Schematische Darstellung des Vier-Zonen Modells nach GUSMAN & MARINO (1999)

Der organische Bodenstickstoff wird in eine aktive und in eine passive Fraktion unterteilt, wobei die aktive Fraktion an den Mineralisationsprozessen beteiligt ist. Es wird schnelle (frischer organischer Dünger/Pflanzenreste) und langsame Mineralisation (aus früheren org. Düngergaben/Pflanzenreste) unterschieden.

Das Modell geht davon aus, dass sich der Stickstoff aus der organischen Düngung zu 50 % aus Harnstoff und zu 50 % aus organischem Stickstoff zusammensetzt. Des Weiteren wird angenommen, dass 50 % der Pflanzenreste schnell mineralisiert werden und 45 % langsam. Die als passiver Stickstoff verbliebenen 5 % werden ignoriert.

Ausgehend von einer jährlichen Gesamtdeposition von ca. 30 kg/ha (FRANKO, 2002) wurden für die trockene Deposition konstante Werte von 0,0055 g NH_4 -N/m²/Tag und für die nasse Deposition 1,5 mg/l NH_4 -N angenommen. In WRIEDT (2004) sind alle verwendeten Modellgleichungen detailliert dargestellt.

Neben dem Nitrataustrag werden durch das Programm auch Bodenwassergehalte und Nitratkonzentrationen des Sickerwassers in den einzelnen Bodenschichten simuliert. Im Folgenden

sollen beispielhaft für die übrigen Schläge die Ergebnisse für die Messplätze 1 (MP1) und 2 (MP2) präsentiert und erläutert werden.

In Abb. 5-44 sind die modellierten und die gemessenen Nitratgehalte im Bodenwasser der verschiedenen Tiefen gegenübergestellt. Bei MP1 konnte eine recht gute Konformität festgestellt werden, die Gehalte liegen in etwa in den gleichen Größenordnungen. Große Unterschiede traten vor allem während des Sommers 2003 auf. Hier wurden hohe Werte, insbesondere für 0,5 m errechnet. Da im Zeitraum August bis Dezember 2003 aufgrund der Trockenheit des Bodens keine Proben gewonnen werden konnten, sind dort auch keine Nitratgehalte für die gemessenen Werte abgebildet. Bei der Simulation steigen die Nitratgehalte an, da sich das vorhandene Nitrat in relativ wenig Wasser lösen muss. Der Anstieg der modellierten Nitratwerte bei MP1 0,5 m beginnt allerdings schon im Mai 2003.

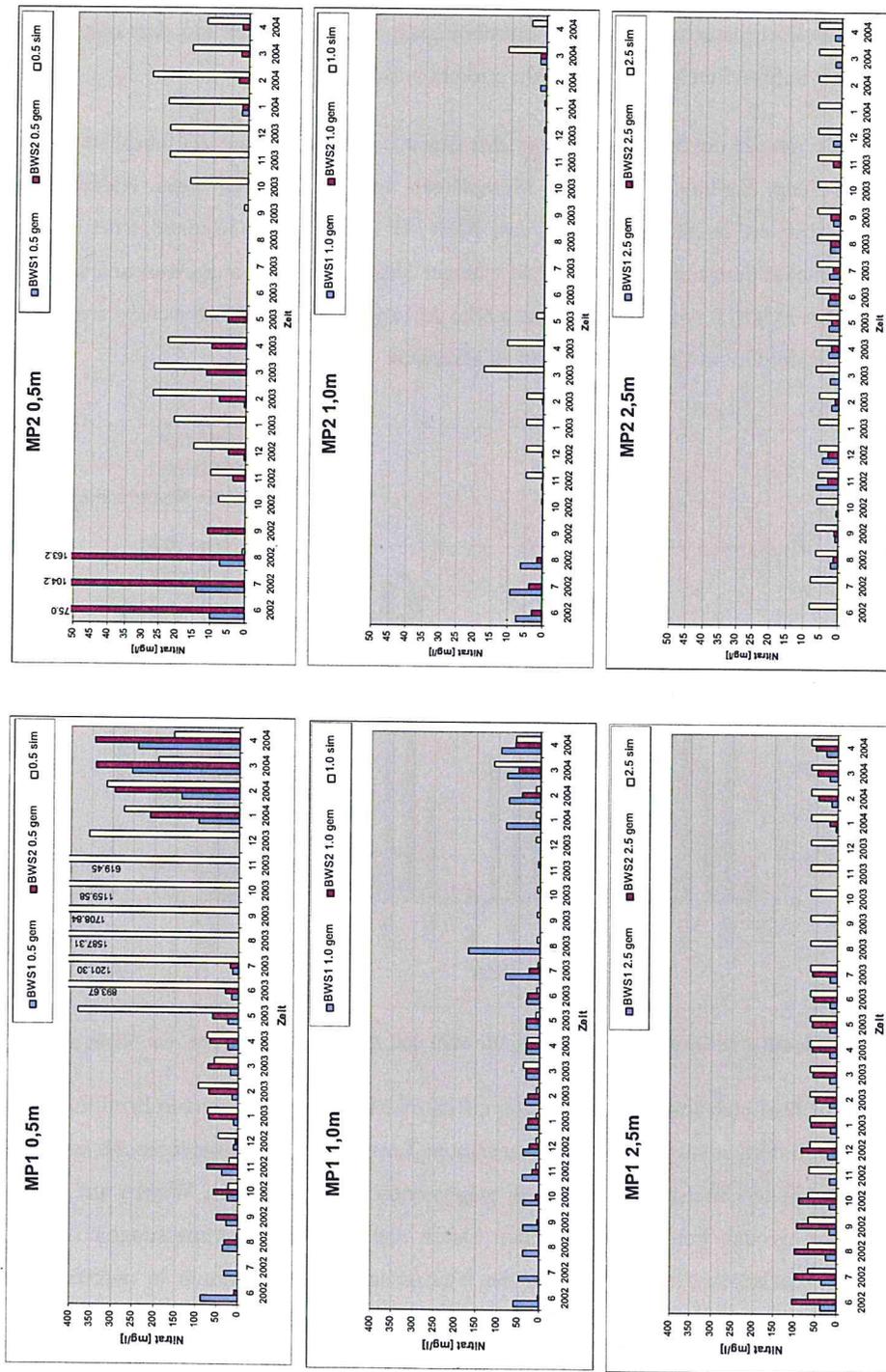


Abb. 5-44: Vergleich der modellierten mit den gemessenen Nitratgehalten des Bodenwassers

Bei Messplatz 2 (MP2) sind die Übereinstimmungen nicht so gut. Die simulierten Nitratgehalte stimmen in ihren Tendenzen annähernd mit den gemessenen Gehalten überein, sind in der Regel aber zu hoch berechnet. Exaktere Simulationsergebnisse konnten mit dem anhand der Bodenfeuchte kalibrierten Modell hier nicht erreicht werden.

Eine wichtige Aussage der Modellrechnung lässt sich aus der Darstellung der jährlichen Stickstoffauswaschung [kg/ha] der beiden Messplätzen in Abhängigkeit vom Niederschlag (Abb. 5-45) ableiten. Es ist zu erkennen, dass beim MP 2, also unter Grünland, trotz höherer Grundwasserneubildungsrate (Kap. 5.1.2.4) weniger Nitrat-Stickstoff ausgewaschen wird als unter Ackerland (MP1). Außerdem ist eine starke Abhängigkeit vom Niederschlag und somit von der Größe der Grundwasserneubildung zu erkennen.

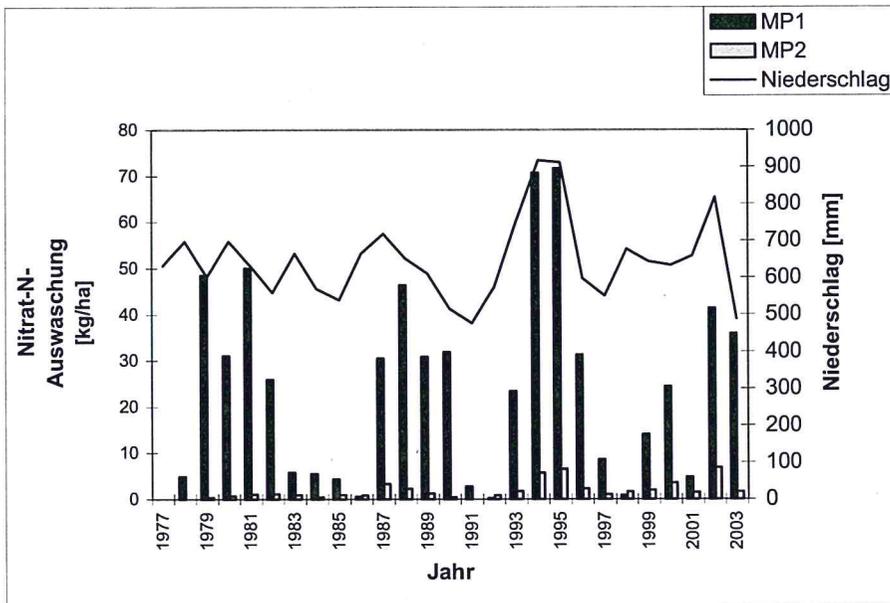


Abb. 5-45: Modellierte Nitrat-N-Auswaschung für MP1 und MP2 in Abhängigkeit vom Niederschlag

Abschließend lässt sich feststellen, dass das mRisk-N Modell für die genaue Ermittlung der Nitratgehalte im Sickerwasser zu einem bestimmten Termin nur bedingt geeignet ist, es treten zum Teil deutliche Unterschiede zwischen gemessenen und simulierten Werten auf. Allerdings handelt es sich bei den gemessenen Daten nur um Stichpunktmessungen. Wie in Kap. 5.2.1.1 beschrieben, weichen selbst die Nitratgehalte von den durch in unmittelbarer Nachbarschaft gelegenen Saugkerzen gewonnen Proben deutlich voneinander ab. Tendenzen für die Bodenfeuchte- und Nitratgehaltsentwicklung werden hingegen gut simuliert.

Das primäre Ziel des Modells ist die Simulation der Grundwasserneubildung und der damit verbundenen Nitratauswaschung in das Grundwasser. Die Modellierung der Grundwasserneubildung liefert hinreichend realistische Werte (Kap. 5.1.2.4). Da die berechneten Nitratgehalte in den tieferen Bodenschichten mit den gemessenen vergleichbar sind (bei MP2 unter Grünland etwas zu hoch) und die Grundwasserneubildung aus diesen Bodenschichten stammt, können die simulierten Werte für die Nitratauswaschung als realistisch angesehen werden. Insgesamt ist die modellierte Nitratauswaschung jedoch als etwas zu hoch einzuschätzen, da unter Acker die Grundwasserneubildung im Vergleich zu den Lysimeterstationen zu hoch berechnet wird (Kap. 5.1.2.4) und unter Grünland (MP2) zu hohe Nitratwerte in der unteren Bodenzone simuliert werden.

5.2.2 Gesättigte Zone

Zur Ermittlung der Nitratverlagerung in der gesättigten Zone wurde ein Grundwasserströmungs- und -transportmodell erstellt. Ziel der Modellerstellung war die mathematische Nachbildung der Grundwasserströmung in Abhängigkeit von den naturräumlichen Bedingungen. Für die vorhandene Fragestellung und die gegebenen geohydraulischen Verhältnisse und Randbedingungen im Untersuchungsgebiet sowie zur Darstellung der geschichteten Struktur und räumlichen Komplexität musste ein dreidimensionales ortsdiskretes mathematisches Modell benutzt werden.

Das Grundwassermodell wurde mit Hilfe eines hydrogeologischen Konzeptmodells aufgebaut. Zur Erstellung des hydrogeologischen Konzeptmodells der Jahna-Aue wurden über 560 von SBJESCHNI (2002) aufbereitete Bohrprofile genutzt. Aus ihnen konnten die Oberflächenkoordinaten der einzelnen geologischen Schichten entnommen werden. Diese nur stichpunktartig vorliegenden Daten wurden mit der IDW-Methode (Kap. 4.1.1.3) auf die Fläche interpoliert. Es sei darauf hingewiesen, dass eine Übertragung von Punktdaten in die Fläche immer mit Unsicherheiten verbunden ist. Zur Darstellung der Geländeoberfläche wurde das Digitale Geländemodell (Kap. 4.1.2.3) verwendet. Auf Grundlage dieser Flächen konnten nun dreidimensionale Körper, sogenannte Solids, erzeugt werden (Abb. 5-46). Jedem Solid kann ein Material mit bestimmten Eigenschaften (k_r -Wert, Porosität, Dispersivität etc., Anhang 22) zugeordnet werden. Dabei wurde der quartäre Grundwasserleiter als einheitlich angesehen, Geschiebemergelbänke wurden nicht berücksichtigt.

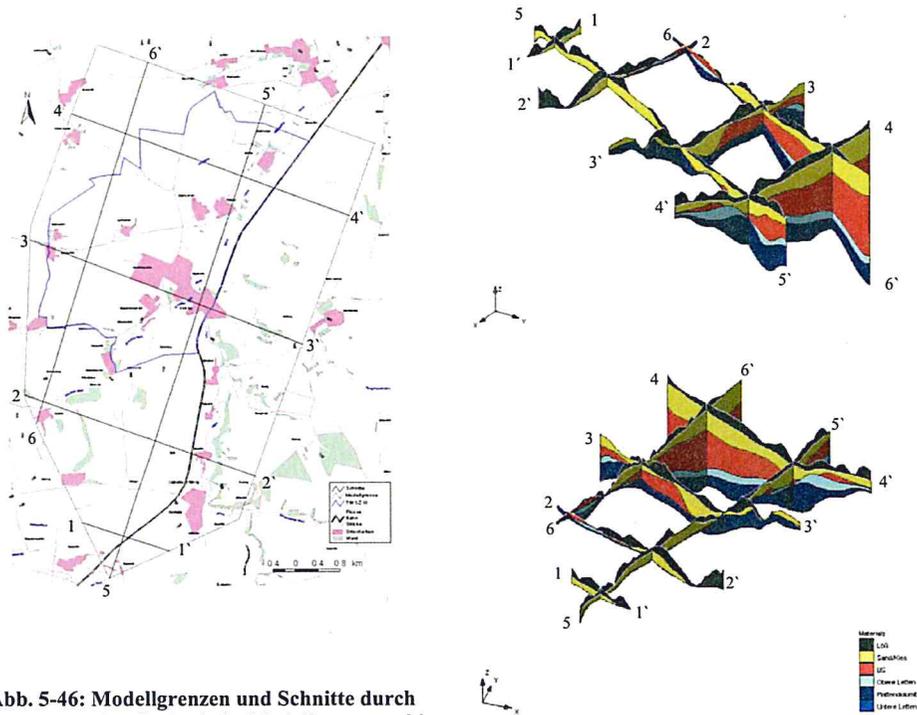


Abb. 5-46: Modellgrenzen und Schnitte durch das Geologische Modell aus verschiedenen Perspektiven

Nach Maßgabe dieses geologischen Modells (Abb. 5-46) wurde für das Untersuchungsgebiet ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell aufgebaut. Dazu wurde ein dreidimensionales, aus sieben Schichten (Layers) bestehendes Gitter (Grid) mit einem x-y Raster von 100 m • 100 m erzeugt. Die Höhe z der so entstandenen Zellen entspricht der Layermächtigkeit (1/7 des Abstandes zwischen Modelloberkante und -unterkante) an dieser Stelle. Jeder Zelle konnten nun die in den Solids festgelegten Materialeigenschaften zugewiesen werden (Abb. 5-47).

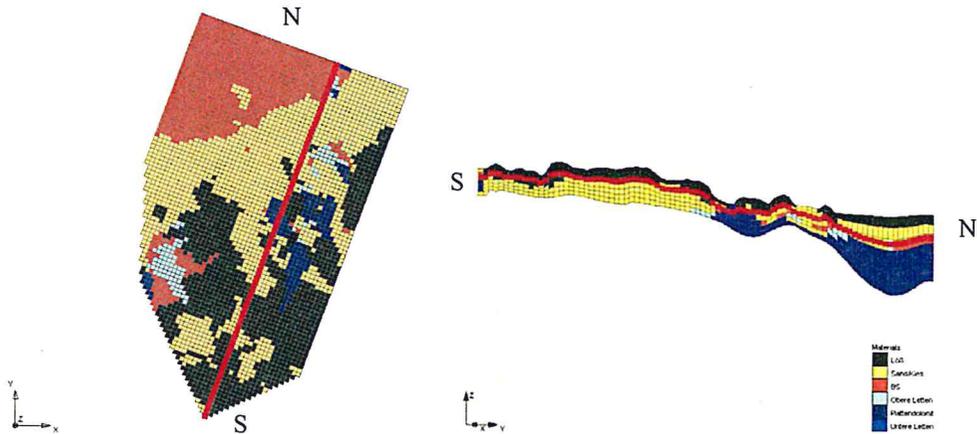


Abb. 5-47: Darstellung der Zellverteilung des 3D-Grids zur Simulation der Grundwasserströmung am Beispiel des dritten Layers (Draufsicht) und eines Querschnitts entlang der roten Markierung

Bei der Ermittlung der Nitratverlagerung wurde von einer stationären Grundwasserströmung ausgegangen. Das Strömungsmodell wurde an den Grundwasser-Isohypsenplan in Kap. 5.1.1.3 Abb. 5-12. angepasst. Als Randbedingungen wurden hydraulische Potentiale (constant heads) sowie Zu- und Abflüsse in Form von Grundwasserneubildung (recharge) und Förderbrunnen (well) eingegeben. Das Ergebnis der Strömungsmodellierung ist in Abb. 5-48 dargestellt (vgl. Abb. 5-12)

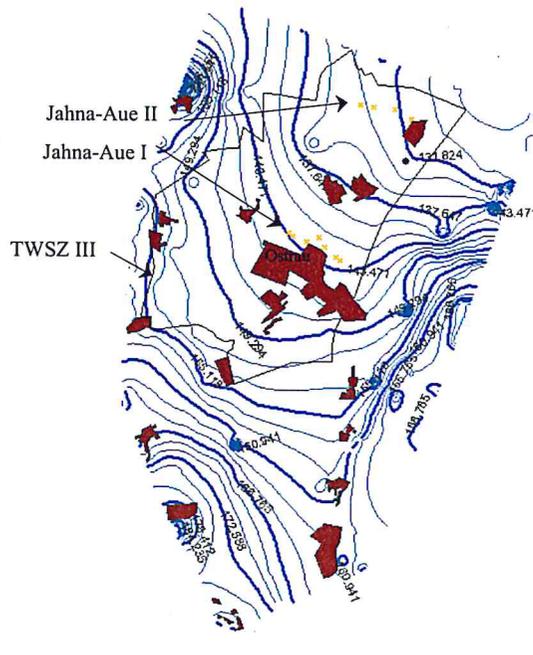


Abb. 5-48: Durch das Strömungsmodell berechnete Grundwasserisohypsen

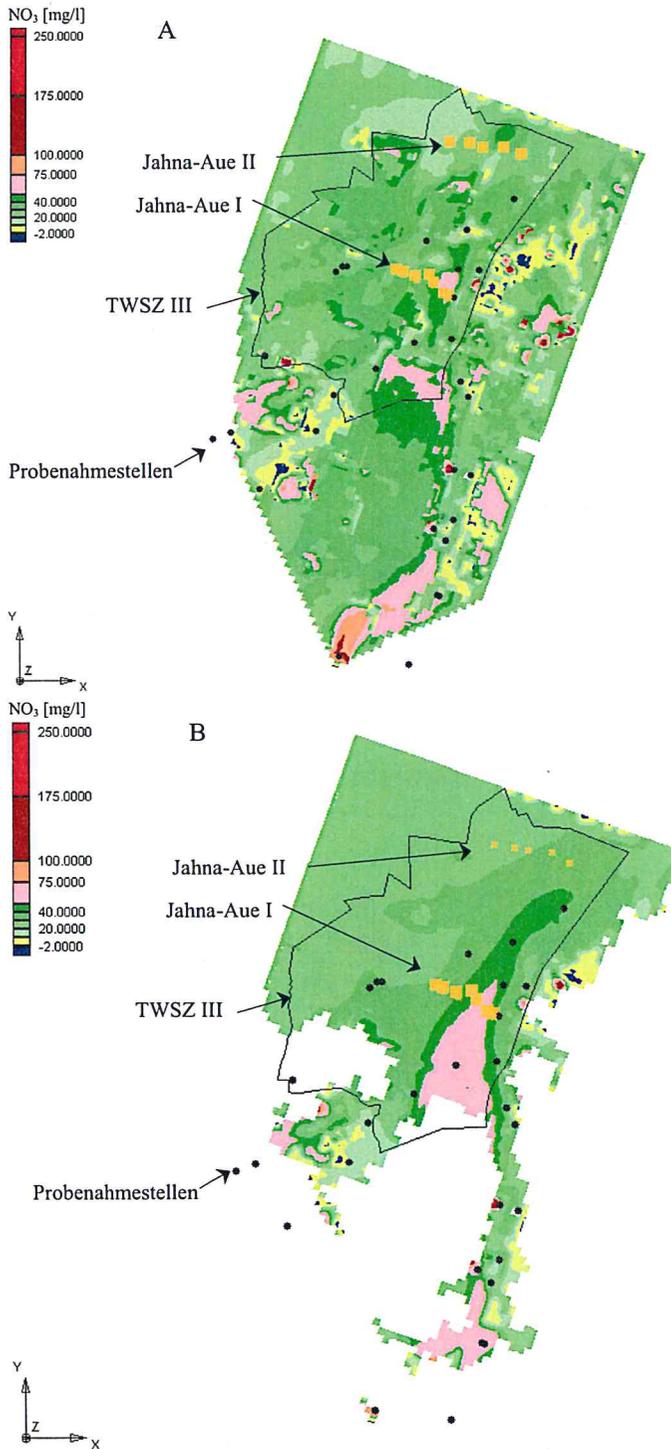


Abb. 5-49: Modellierte Nitratverteilung 2003 an der Grundwasseroberfläche (A) und dem Layer der Wasserentnahme durch die Förderbrunnen (B)

Auf Grundlage dieses Strömungsmodells wurde die Transportmodellierung mit dem MT3D-Modul vorgenommen. Dabei wurden die vom mRisk-N Modell berechneten Mengen der jährlichen Nitratauswaschung als Eingangsgrößen für das in Jahresschritten gerechnete Transportmodell benutzt. Unter der Annahme, dass das seitlich zuströmende Grundwasser einen konstanten Nitratgehalt von 30 mg/l aufweist und am südlichsten Punkt des Modellgebietes ein permanent mit 100 mg Nitrat/l belasteter Grundwasserzustrom erfolgt (entsprechend der dort gemessenen Nitratgehalte, vgl. Kap. 5.1.1.1), zeigt sich als Modellergebnis für das Jahr 2003 für die Grundwasseroberfläche und das Layer, in dem die Brunnen der Jahna-Aue I liegen, nebenstehendes Belastungsszenario (Abb. 5-49).

Wie zu erkennen ist, konnten die im Jahr 2003 gemessenen hohen Belastungen

nur teilweise wiedergegeben werden. Dies liegt zum einen daran, dass das Modell die hohen, lang anhaltenden Nitratausträge, die durch Umbruch von Grünland entstehen können, nicht berücksichtigt (vor allem im Bereich der Jahna zwischen Zschaitz und Ostrau, Schläge 50, 51, 52, 94, 100, 101; siehe Abb. 5-19) und zum anderen daran, dass hohe Nitratbelastungen auch von außerhalb des Untersuchungsgebietes kommen können (vor allem im Südwesten - Raum Lützschera und Bereich des Rittmitzer Baches, Raum Schlagwitz-Rittmitz möglich, also südwestlich der Schläge 44, 47, 95; siehe Abb. 5-19). Die modellierte Belastung der Brunnen der Jahna-Aue I liegt mit 30 - 60 mg/l etwas über den reellen Werten.

Des Weiteren ist festzustellen, dass, im Gegensatz zur Interpolation der Messwerte über die IDW-Methode (siehe Abb. 5-1), die hohe Nitratbelastung nicht flächenhaft verteilt ist, sondern es in Abhängigkeit des Strömungsverhaltens des Grundwassers Korridore mit höheren Belastungen gibt (Abb. 5-49). Für das Jahr 2002 sind diese Korridore noch deutlicher zu erkennen (Abb. 5-50). Die Korridore stimmen mit den Gebieten geringen Grundwasserflurabstandes überein (siehe Abb. 5-24).

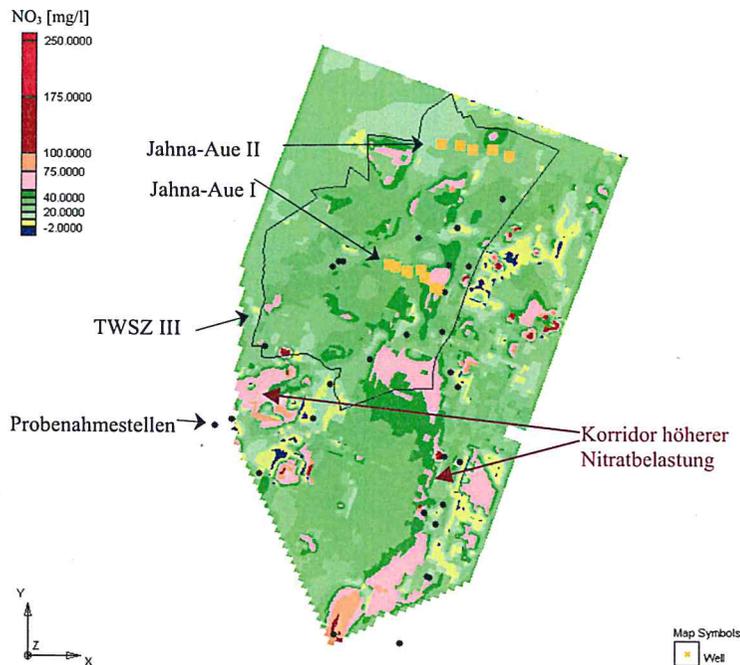


Abb. 5-50: Modellierte Nitratkonzentration an der Grundwasseroberfläche für 2002

In den folgenden Darstellungen (Abb. 5-51) ist die zukünftige Entwicklung der Nitratbelastung für das Jahr 2028 für verschiedene Nutzungsszenarien abgebildet.

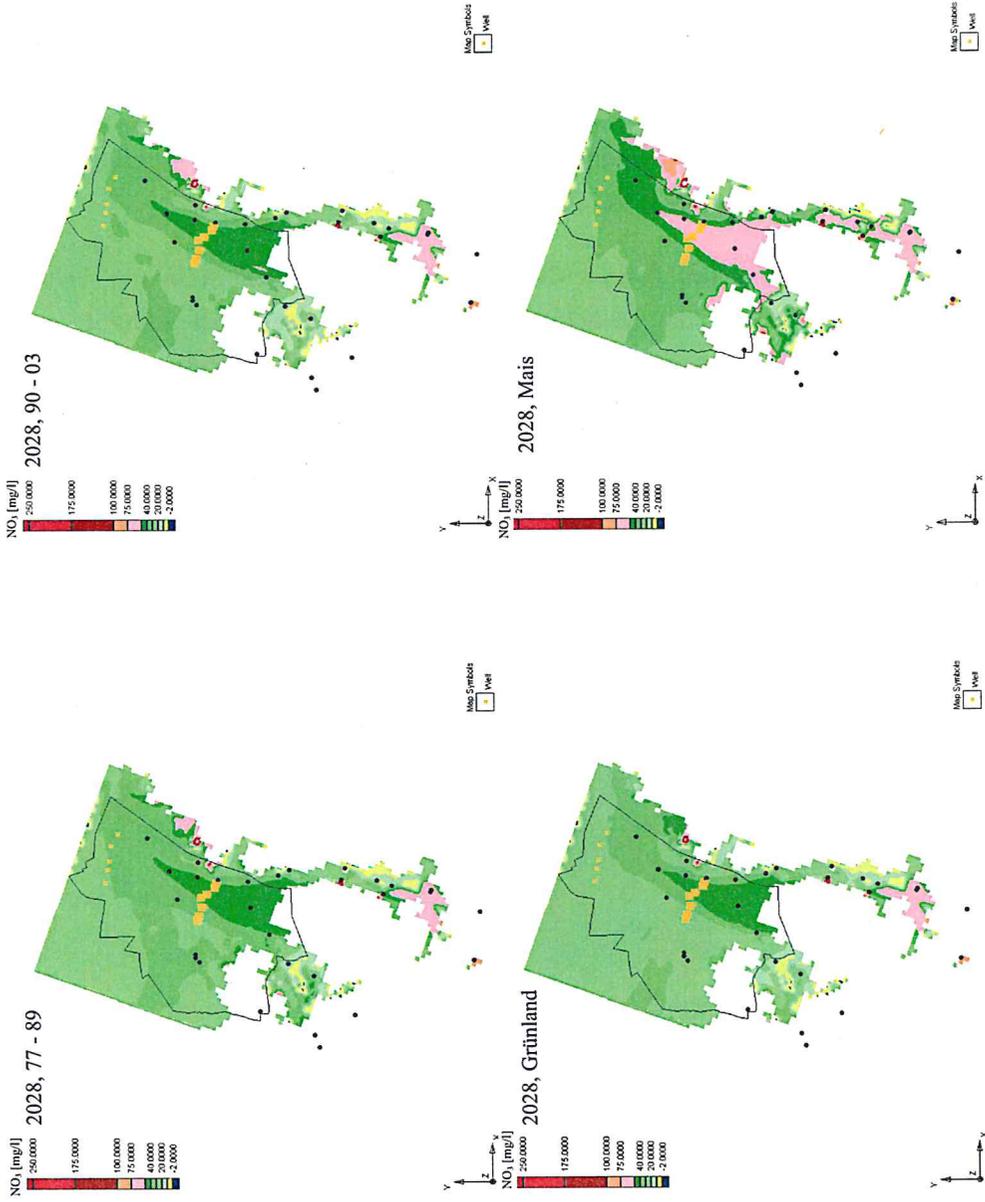


Abb. 5-51: Nitratverteilung im Jahr 2028 im Layer der Grundwasserentnahme der Wasserversorgung Jahna-Aue I für verschiedene Nutzungsszenarien

Das erste Szenario geht von einer Bewirtschaftung der Flächen wie zwischen 1977 bis 1989 aus (2028, 77 - 89), das Zweite von einer Bewirtschaftung wie von 1990 bis 2003 (2028, 90 - 03). Als drittes wurde angenommen, dass gar kein Ackerbau mehr stattfindet, sondern nur noch Grünlandnutzung (2028, Grünland) und die vierte Prognose beruht auf der Annahme, dass auf allen Flächen eine Maismonokultur mit einem jährlichen Bilanzüberschuss von 57 kg N/ha (2028, Mais) angebaut wird.

Unter den ersten drei Nutzungsszenarien treten, im Vergleich zur Maismonokultur, nur geringe Unterschiede in der Nitratverteilung im Jahre 2028 auf. Die Belastung der Brunnengalerie Jahna-Aue I geht gegenüber der für das Jahr 2003 Modellierten zurück. Beim ersten Szenario sind im Westen der Trinkwasserschutzzone relativ große Flächen mit 30 - 40 mg/l zu erkennen. Bei den Szenarien 2 und 3 sind diese Flächen wesentlich kleiner, wobei bei der Grünlandnutzung insgesamt die niedrigsten Nitratkonzentrationen auftreten. Die mit Abstand höchste Nitratbelastung erfolgt bei dem Szenario der Maismonokultur. Dies bedeutet, dass unter den angenommenen Randbedingungen eine kontinuierliche positive jährliche Stickstoffbilanz von 57 kg/ha auf allen untersuchten Schlägen, mit langen vegetationslosen Phasen im Winter, einen dauerhaften Anstieg der Nitratgehalte über 50 mg/l in der Brunnengalerie Jahna-Aue I bewirken würde.

Dies stimmt mit einem Ansatz zur Berechnung des tolerierbaren Bilanzüberschusses von HENNINGS & SCHEFFER (2000) überein. Dieser geht nach dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung von einer maximal verträglichen Nitratkonzentration von 11,3 mg NO₃-N/l (abgeleitet aus Grenzwert von 50 mg NO₃/l) im Sickerwasser aus und berechnet sich wie folgt:

Tolerierbare N-Bilanz [kgN/ha/a] = 11,3 [mg N/l] • Grundwasserneubildung [mm/a]/100 **Gl. 11**

Geht man von einer mittleren Grundwasserneubildungsrate von 130 mm/a aus, ergibt sich ein tolerierbarer Bilanzüberschuss von jährlich 14,7 kg N/ha.

Bedenkt man, dass dieses dann mit 50 mg NO₃/l belastete Jungwasser mit einer alten nitratfreien Wasserkomponente gemischt wird und diese mindestens 50 % ausmacht (siehe Kap. 5.1.1.4) könnte man den Wert des tolerierbaren Bilanzüberschusses verdoppeln und käme so auf jährlich 29,6 kg N/ha. Allerdings sollte der Grundwasserschutz nicht am Grenzwert von 50 mg NO₃/l ausgerichtet werden, sondern sich am EU-Richtwert von 25 mg NO₃/l orientieren, so dass der jährliche tolerierbare Bilanzüberschuss 14,7 kg N/ha nicht überschreiten sollte.

Da allerdings, wie bereits erwähnt, große Mengen Nitrat auch durch die Mineralisierung der organischen Bodensubstanz freigesetzt werden können, ist, unter Berücksichtigung der N_{\min} -Gehalte, eine ausgeglichene Stickstoffbilanz vorzuziehen.

5.3 Bewertung des Nitratbelastungsrisikos

Für die einzelnen Brunnen der Galerie Jahna-Aue I wurden unterschiedliche Einzugsgebiete ermittelt. Während Brunnen 1 bis 5 vorwiegend aus dem Süden angeströmt werden (1 und 2 auch von Südost bis Ost, 5 auch von Südwest), erhalten die Brunnen 6 und 7 ihr Wasser aus Südwesten bis Westen. Deswegen weisen diese Brunnen unterschiedliche Jungwasseranteile und mittlere Verweilzeiten (zwischen 13 und 40 Jahren) dieses jungen Grundwassers auf. Dabei besitzen die Förderbrunnen 1, 4 und 7, die einen hohen Jungwasseranteil und geringe mittleren Verweilzeiten des jungen Grundwassers im Aquifer haben, die höchsten Nitratwerte. Sie haben somit potentiell die höchste Nitratbelastungsgefährdung.

Der Plattendolomit-Aquifer im Osten weist an den beprobten Stellen mit maximal 30 mg/l Nitrat keine überhöhten Werte auf, stellt also kein Risiko dar.

Im Gegensatz dazu ist eine potentielle Nitratbelastung des Grundwassers am westlichen Rand der Trinkwasserschutzzone III gegeben. Dort wurde ein Grundwasseranstieg von 20 cm innerhalb eines Tages nach dem Starkniederschlagsereignis im August 2002 beobachtet. Diese Untersuchungen zeigen, dass nach Starkniederschlagsereignissen, trotz ermittelter mittlerer Verweilzeiten von 20 - 25 Jahren für die ungesättigte Zone, eine schnelle Wasserverlagerung und Grundwasserneubildung stattfinden kann. Durch diese schnelle Grundwasserneubildung ist auch ein schneller Nitratreintrag durch die landwirtschaftlich genutzten Flächen möglich. Dieser konnte im konkreten Fall allerdings nicht nachgewiesen werden.

Da im Sickerwasser der Messplätze unter Grünland nur sehr geringe Nitratkonzentrationen gemessen worden sind, kann eine Grundwasserbelastung an dieser Stelle ausgeschlossen werden.

Im Sickerwasser unter dem Ackerstandort konnten gleichfalls keine Nitratkonzentrationen nachgewiesen werden, die auf eine lang anhaltende hohe Belastung des Grundwassers in den nächsten Jahren hindeuten. Allerdings sind in der dem extrem trockenen Sommer 2003 folgenden Grundwasserneubildungsperiode sehr hohe Nitratgehalte im Bodenwasser bei 0,5 m Tiefe gemessen worden. Diese werden durch Dispersion und Denitrifikation während des Transportes durch die ungesättigte Zone abgeschwächt. Da es sich dabei um Einzelereignisse

und nicht um ständige Belastungen handelt, ist auch hier von keiner dauerhaften Grundwasserbelastung auszugehen.

Weil im Boden der Messplätze keine durchgehend hohen Nitratgehalte festgestellt wurden, ist von dort ebenfalls keine dauerhafte Kontamination zu erwarten.

Des Weiteren ist das Risiko, dass das Grundwasser durch die Oberflächengewässer mit Nitrat belastet werden könnte, sehr gering, da sie zum einen keine überhöhten Nitratwerte aufweisen (Ausnahme Auerschützwasser, führt aber nur temporär Wasser) und zum anderen nur lokal begrenzte Einschnitte der Vorfluter ins Grundwasser auftreten. Da es sich im Untersuchungsgebiet jedoch um gespanntes Grundwasser handelt, wird eher Grundwasser in das Oberflächengewässer gedrückt, als dass das Oberflächenwasser ins Grundwasser gelangt.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Nitratgefährdung für die Brunnengalerie Jahna-Aue I aus dem südlichen Anstrombereich außerhalb der Trinkwasserschutzzone III der Jahna-Aue stammt. Dort wurden Nitratgehalte gemessen, die deutlich über dem Grenzwert von 50 mg/l liegen. Dabei scheinen Gebiete mit geringem Grundwasserflurabstand die höchsten Werte aufzuweisen.

Die Isotopenuntersuchungen am Nitrat des Sicker- und Grundwassers weisen überwiegend auf organische Bodensubstanz als dessen Quelle hin, wobei unter Grünland auch ein zeitweiliger Einfluss organischen Düngers zu erkennen ist. Dies bedeutet, dass die eingebrachten Düngemittel in der Regel nicht sofort ausgewaschen, sondern im Boden umgesetzt und in organische Bodensubstanz umgewandelt werden. Allerdings kann nach Stimulation der Bodenorganismen durch Dünger auch die organische Bodensubstanz besser abgebaut und somit in ihr gebundener Stickstoff freigesetzt werden. Des Weiteren ist durch die lange Anwendung von Wirtschaftsdüngern die Stickstoffmineralisation in vielen Böden wesentlich höher als die Stickstoffimmobilisierung.

Im tieferen Grundwasser wurde Denitrifikation nachgewiesen.

Während die Stickstoffbilanz der Schläge von 1977 - 1989 noch einen deutlichen Stickstoffüberschuss von 200 - 1200 kg/ha aufweist, sind die Stickstoffüberschüsse ab 1990 merklich zurückgegangen. Auf Grund der an der Jahna-Aue I ermittelten mittleren Verweilzeiten des Grundwassers im Aquifer von 13 bis 40 Jahren, sowie die zusätzlich für die Passage durch die ungesättigte Zone benötigte Zeit (mittlere Verweilzeiten von 20 - 25 Jahren) besteht die Annahme, dass der größte Teil der derzeitigen Nitratbelastung des Grundwassers aus den

1970er - 1980er Jahren oder davor stammt. Demzufolge sollte bei Fortsetzung der derzeitigen Flächenbewirtschaftung die Nitratbelastung des Grundwassers in Zukunft abnehmen.

Zur Abschätzung von Risikoflächen für den Nitratreintrag wurde das Verfahren der Nitratauswaschungsgefährdung nach MÜLLER (1997) eingesetzt. Dieses prognostizierte für nahezu das gesamte Untersuchungsgebiet eine sehr geringe Auswaschungsgefährdung. Es ist zu erkennen, dass unter den Flächen mit den höchsten Austauschhäufigkeiten des Bodenwassers auch die höheren Nitratwerte gemessen wurden.

Des Weiteren wurde durch das mRisk-N Modell eine starke Abhängigkeit der Nitratauswaschung vom Niederschlag festgestellt.

Durch die Kopplung des mRisk-N Modells mit dem Grundwassermodell GMS wurden, unter Berücksichtigung des Strömungsverhaltens des Grundwassers, Korridore mit höheren Belastungen ermittelt. Diese Korridore befinden sich in Gebieten mit geringem Grundwasserflurabstand. Im Untersuchungsgebiet ist also der Grundwasserflurabstand, neben der Bewirtschaftung, ein entscheidendes Kriterium für die Nitratauswaschungsgefährdung.

Bei der Simulation verschiedener Nutzungsszenarien über den Zeitraum bis 2028 wurde bei Weiterführung der derzeitigen Bewirtschaftung ein Rückgang der Nitratbelastung der Brunnengalerie Jahna-Aue I im Jahre 2028 gegenüber 2003 modelliert. Insgesamt konnte nur bei Maismonokultur, mit einem kontinuierlichen jährlichen Stickstoffüberschuß von 57 kg/ha und langen vegetationslosen Phasen im Winter, eine Gefährdung der Brunnengalerie Jahna-Aue I festgestellt werden.

Zur Einhaltung des Grenzwertes von 50 mg NO₃/l im Grundwasser wurde für das Untersuchungsgebiet ein tolerierbarer Bilanzüberschuss von jährlich 29,6 kg N/ha berechnet. Um den EU-Richtwert von 25 mg NO₃/l zu erreichen, dürfen 14,7 kg N/ha nicht überschritten werden. Da durch Mineralisierung der organischen Bodensubstanz große Mengen Nitrat freigesetzt werden können, sollten, insbesondere in den Gebieten mit geringem Grundwasserflurabstand, die Stickstoffbilanzen unter Berücksichtigung des N_{min}-Gehaltes des Bodens dennoch ausgeglichen sein.

Abschließend ist festzustellen, dass das zukünftige Nitratbelastungsrisiko der Brunnengalerie Jahna-Aue I als gering einzustufen ist, da weder im Boden, noch im Sickerwasser durchgehend hohe Nitratgehalte zu finden waren, die Stickstoffüberschüsse in den letzten zehn Jahren deutlich zurückgegangen sind, die Nitratgehalte in der Brunnengalerie sich zu stabilisieren

scheinen und auch die Modellierung nur für das Maismonokultur-Szenario einen Anstieg der Nitratwerte in der Brunnengalerie Jahna-Aue I simulierte. Allerdings sind im Süden der TWSZ III einige Flächen mit erhöhter Nitratauswaschungsgefährdung zu finden. Diese befinden sich in Gebieten mit geringem Grundwasserflurabstand und stellen bei unsachgemäßer Bewirtschaftung ein Nitratbelastungsrisiko für das Grundwasser in diesen Arealen dar, welches sich im Extremfall auch auf die Trinkwasserfassungen auswirken kann.

6 Ausblick

6.1 Bewertung des gewählten Ansatzes

Durch die hydrochemischen Untersuchungen des Grundwassers konnte die Nitratbelastung räumlich lokalisiert und quantifiziert sowie durch isopenchemische Analysen die Quelle des Nitrates identifiziert werden. Des Weiteren wurde mit Hilfe der Isotopenmethodik das Alter des Grundwassers bestimmt und somit auch der Zeitraum des Nitratreintrages, der für die derzeitigen Nitratgehalte im Grundwasser verantwortlich ist, ermittelt. Der Einsatz von Isotopenanalysen ist also zum Verständnis der Nitratbelastungssituation von großem Nutzen.

Die kombinierten Bodenhydrologischen- und Sickerwasser-Grundwassermessplätze gaben wertvolle Hinweise zum Bodenwasserhaushalt, der Wasserverlagerung und Nitratverteilung in den Lössböden bei unterschiedlicher Nutzung. Diese waren für die Kalibrierung des mRisk-N Modells und für die Abschätzung der zukünftigen Nitratentwicklung im Untersuchungsgebiet unerlässlich. Es wäre wünschenswert gewesen, einen weiteren Messplatz auf einer Fläche mit erhöhter Nitratauswaschungsgefährdung im Süden der TWSZ III zu haben. Noch besser wäre ein Lysimeter geeignet, da es genauere Aussagen über die Grundwasserneubildung zulässt. Leider war dies aus finanziellen und zeitlichen Gründen nicht möglich.

Die Kombination von mRisk-N Modell (Stickstoffumsatz und -verlagerung im Boden) und einem Grundwassermodell stellte sich als eine ausgezeichnete Methode zur Beurteilung der räumliche Stickstoffverteilung im Grundwasser dar. Auf diese Weise konnten sowohl Ist-Zustände als auch Prognosen für die räumliche und zeitliche Entwicklung des Nitrates im Grundwasser berechnet und somit Belastungskorridore für verschiedene zukünftige Nutzungsszenarien dargestellt werden.

Der in dieser Arbeit gewählte Ansatz ist ein geeignetes Instrument zur Bewertung des Nitratbelastungsrisikos in landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebieten.

6.2 Empfehlungen für die Landnutzung nitratauswaschungsgefährdeter Flächen

Trotz der Tatsache, dass wahrscheinlich keine Erhöhung der Nitratbelastung in der Brunnen-galerie Jahna-Aue I zu erwarten ist, bleibt zu hinterfragen, ob die Trinkwasserschutzgebiets-grenzen zweckmäßig gesetzt worden sind, da sie nicht das gesamte Einzugsgebiet der Wasser-fassungen berücksichtigen. Dabei muss das Wasserschutzgebiet nicht unbedingt eine zusam-menhängende Fläche darstellen. Es ist zu überlegen, ob die Schutzgebiete zukünftig auf

Grundlage von Grundwassergefährdungsflächen innerhalb des Einzugsgebietes der Wasserfassungen festgelegt werden sollten. Im Falle der Jahna-Aue wären dies die Flächen in Gebieten mit geringen Grundwasserflurabständen (<10 m) im Süden der Brunnengalerien (Abb. 6-1).

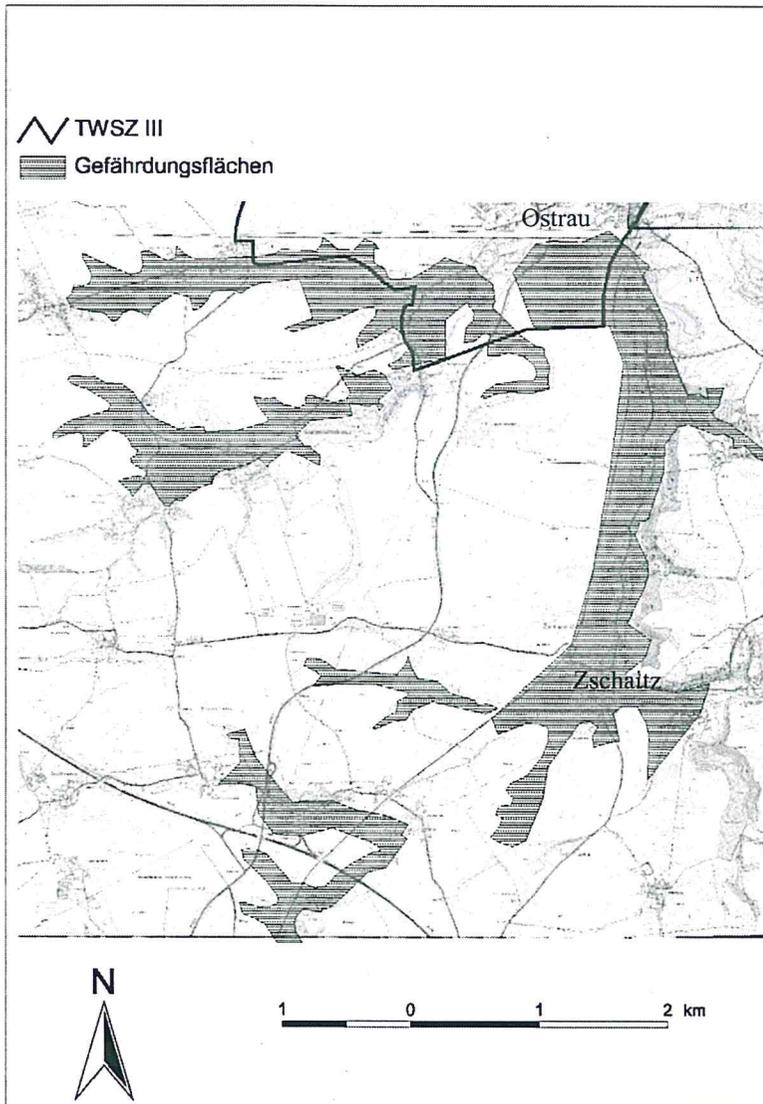


Abb. 6-1: Potentielle Grundwassergefährdungsflächen

Auf diesen Flächen sollte gewässerschonende Landwirtschaft erfolgen, wie sie in den Vorschriften der SächsSchAVO (2002) für Trinkwasserschutzgebiete festgelegt ist, da durch die Nitrat-N-Gehalte im Boden reduziert werden können (STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, 2003). Demnach ist eine gezielte dauerhafte Begrünung durch den Anbau von Hauptfrüchten, Zwischenfrüchten und Untersaaten sicherzustellen. Geeignete schnell wachsende Zwischenfrüchte mit hoher Stickstoffaufnahme sind z.B. Senf, Ölrettich, Phazelia und Weidelgräser. Winterharte Zwischenfrüchte sind zu bevorzugen, da nicht winterharte in milden Wintern nach Kälteeinbrüchen absterben und der darin gebundene Stickstoff unerwünscht früh mineralisieren kann (DVWK, 1996b). Selbstbegrünung ist nach der Ernte von Raps und Senf zulässig, wenn keine Bodenbearbeitung oder nur eine flache Stoppelbearbeitung folgt (SächsSchAVO, 2002). Gleiches gilt für Getreide, wenn es nach dem 10. September geerntet oder eine überwinterte Folgefrucht angebaut wird. Der Umbruch der Begrünung darf frühestens vier Wochen vor der Wiederbestellung stattfinden.

Weiterhin darf die in der SächsSchAVO (2002) festgelegte Ausbringung von Wirtschaftsdüngern unter Anrechnung der unvermeidbaren Ausbringungsverluste bei Ackerland 135 kg/ha und bei Grünland 170 kg/ha nicht überschreiten. Dabei sind die beim Weidegang anfallenden Nährstoffe zu berücksichtigen. Vor dem Einsatz dieser Dünger ist dessen Nährstoffgehalt zu bestimmen und in die Gesamtdüngeplanung mit einzubeziehen. Das Ausbringen von Festmist ist zwischen 1. Juni und 31. Januar zu verbieten, wenn nicht unmittelbar eine überwinterte Frucht angebaut wird. Der Einsatz von Jauche und Gülle ist zwischen dem 15. Oktober und dem 15. Februar zu untersagen.

Dauergrünlandumbruch (mind. 5 Jahre als Grünland genutzt) sollte ebenfalls verboten werden (SächsSchAVO, 2002). Zur Grünlandverbesserung sind umbruchlose Verfahren einzusetzen.

Beweidung ist erlaubt, wenn sie nicht zur Zerstörung der Grasnarbe führt (SächsSchAVO, 2002). Grünlandnutzung in Form von Wiesennutzung (Schnittnutzung) oder extensiver Weidenutzung (max. 2 Großvieheinheiten GV/ha; 1 GV entspricht 500 kg Lebendgewicht) ist zu fördern, intensive Weidenutzung hingegen abzulehnen (DVWK, 1996b).

Mais besitzt durch seinen weiten Reihenabstand, späte Bodenbedeckung und mechanische Pflegearbeiten eine erhöhte Auswaschungsgefährdung von Stickstoffdüngern. Mais sollte deshalb immer mit einer überwinterten Grasuntersaat angebaut werden oder ist so früh zu ernten, dass der Anbau einer Nachfrucht noch möglich ist.

Raps schöpft zwar im Anbaujahr den Stickstoffvorrat im Boden gut aus, hinterlässt aber nach der Ernte große Mengen stickstoffreicher Pflanzenreste (BECKER ET AL., 1994). Der darin gebundene Stickstoff wird bereits im Herbst mineralisiert und führt zu hohen Nitratgehalten im Boden (FREDE ET AL., 1994). Daher sollte auf den gefährdeten Flächen kein Raps angebaut werden (DVWK, 1996b).

Neben der Auswahl günstiger Nutzungsarten ist auch der Einsatz der richtigen Bodenbearbeitung ein wichtiger Faktor zur Reduzierung der Nitratbelastung. Die Bodenbearbeitungsmaßnahmen sollten in Abhängigkeit von der Bodenart, der Bodenfeuchtigkeit und den Ansprüchen der Frucht gewählt werden. Zur Vermeidung einer hohen Stickstoffmineralisierung mit anschließender Nitratauswaschung während der winterlichen Sickerperiode ist die Bodenbearbeitung im Herbst so weit wie möglich zu reduzieren (DVGW, 2004).

Da im Untersuchungsgebiet große Mengen von Stickstoff durch die Mineralisierung von organischer Bodensubstanz freigesetzt werden, sind N_{\min} -Untersuchungen durchzuführen und die N_{\min} -Gehalte bei der Kalkulation der Stickstoffdüngung zu berücksichtigen.

Zur Umsetzung eventueller wasserwirtschaftlicher Auflagen ist die Gründung von Arbeitsgemeinschaften empfehlenswert. Diese sollten sich aus den betroffenen Landwirten, dem Wasserversorgungsunternehmen sowie Vertretern der Fachbehörden von Landwirtschaft und Umweltschutz zusammensetzen. Ihre Aufgabe ist die Entwicklung angepasster Bewirtschaftungsempfehlungen, deren Umsetzung und Kontrolle.

Als Kontrollinstrument sowie zur Berechnung und Bewertung der Nährstoffbilanzen sind Schlagkarten zu führen, in denen die Bewirtschaftungsmaßnahmen dokumentiert werden (SächsSchAVO, 2002).

Sollten die mit der DOWW abgestimmten Maßnahmen (Vortrag vom 29.11.2004) der gewässerschonenden Landbewirtschaftung keinen Erfolg zeigen, müssen Ackerflächen in extensives Grünland umgewandelt werden.

6.3 Monitoring

Da der Untersuchungszeitraum von zwei Jahren mit dem sehr nassen Jahr 2002 und dem extrem trockenen Jahr 2003 zu kurz ist, um abschließende Aussagen zu treffen, wird eine Fortsetzung der Probenahme empfohlen, um die Entwicklung der Nitratgehalte im Sicker- und Grundwasser auch künftig verfolgen zu können.

Dabei wird für die Überwachung der Nitratgehalte des Sickerwassers die Weiterführung des Messplatzes 1 (MP1) vorgeschlagen. Hier sollten bei dem Bodenhydrologischen Messplatz BHyMP alle vier Wochen Sammelproben untersucht werden. Bei der Probenahme aus dem SGM ist die Beprobung bei 3,0 m, 8,0 m, 13,0 m, 18,0 m, 22,4 m, 26,0 m und 30,0 m Tiefe mit Probenahmeabständen von zwei bis drei Monaten ausreichend, da die Grundwasserwerte relativ konstant sind und bei 3,0 m, 8,0 m, 13,0 m kaum Wasser gewonnen wird. Bei diesen Probenahmen sollten auch die automatisch gemessenen Daten ausgelesen werden.

Da beim Messplatz 2 (MP2) kaum Nitrat im Sicker- und Grundwasser nachgewiesen wurde und bei gleichbleibender Flächennutzung kaum Änderungen zu erwarten sind, kann dieser Messplatz zurückgebaut werden.

Die Erhaltung des Messplatzes 3 (MP3) wird empfohlen, da eine gutemäßig ausgebaute Grundwasserprobenahmestelle in der Talaue des Auerschützbaches nützlich wäre.

Die Analyse des Wassers sollte die Parameter pH-Wert und Leitfähigkeit sowie Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat umfassen.

Diese Parameter gelten auch für das Grundwassermonitoring. Hier sollten die Brunnen der Wasserfassungen der Jahna-Aue und außerdem die stark belasteten Probenahmestellen im Süden dieser Wasserfassungen regelmäßig überwacht werden. Dazu werden insbesondere die Probenahmestellen 4 (Molkerei), 15 (Teich Lützschera), Z6 (Goselitz), Z13 (Steinscheune) und Z15 (Trebanitz) vorgeschlagen. Durch sie werden die Gefahrenquellen gut repräsentiert. Die Probenahme sollte alle zwei bis drei Monate erfolgen, so dass mindestens eine Analyse pro Quartal für Frühling (März/April), Sommer (Juli/August), Herbst (Oktober) und Winter (Januar) ermittelt wird.

6.4 Forschungsbedarf

Zur besseren Abschätzung des Stickstoffmineralisierungspotentials sind weitergehende Bodenuntersuchungen, insbesondere flächenhafte Aussagen über die N_{\min} -Gehaltsentwicklung der Böden, nötig. Außerdem sind Erkenntnisse über das Verhältnis von Mineralisation und Immobilisierung des Stickstoffs wichtig, um eine exaktere Düngungsplanungen durchzuführen.

Auch die Modellannahmen für das Grundwassermodell sollten weiter verbessert werden. So wäre es günstig, den quartären Grundwasserleiter nicht als einheitlich zu betrachten, sondern

die Geschiebemergelbänke zu berücksichtigen. Des Weiteren sollte neben dem Transport des Nitrates im Grundwasser auch die Denitrifikation simuliert werden.

Überdies ist die Beeinflussung des quartären Grundwassers durch altes Kluftwasser, insbesondere aus dem Buntsandstein, zu klären.

Da andere Wasserfassungen der Region, z.B. Zschaitz-Möbertitz, ebenfalls hohe Nitratkonzentrationen aufweisen, sollte das beschriebene Verfahren auch dort Anwendung finden, wobei besonders die Gebiete mit geringem Grundwasserflurabstand zu berücksichtigen sind.

Quellenverzeichnis

AARTS, H.F.M.; CONIJN, J.G.; CORRE, W.J. (2001): *Nitrogen fluxes in the plant component of the „De Marke“ farming system, related to groundwater nitrate content*, Netherlands Journal of Agricultural Science 49, S. 153-162

AG BODEN (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 4. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart

AKADEMIE DER LANDWIRTSCHAFTEN DER DDR (Hrsg.) (1980): *Mittelmästbige landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) 1:10.000, Blatt 51 Dresden*, Vertrieb: Landesvermessungsamt Sachsen, Dresden

AMBERGER, A.; SCHMIDT, H.-L. (1987): *Natürliche Isotopengehalte von Nitrat als Indikator für dessen Herkunft*, Geochimica et Cosmochimica Acta 51, S. 2699-2705

ANDERSON, M.P.; WOESSNER, W.W. (1991): *Applied groundwater modelling: simulation of flow and advective transport*, Academic Press, San Diego

ANGLOHER-REICHELT, S. (2001): *Stabile Isotope als Umwelttracer - Fließwege, Mischprozesse und die Belastungssituation an einem ehemaligen Gaswerksstandort*, Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten Reihe E: Mineralogie, Petrologie und Geochemie Band2/2001, Shaker Verlag, Aachen

ASADI, M.E.; CLEMENTE, R.S.; GUPTA, A.D.; LOOF, R.; HANSEN, G.K. (2002): *Impacts of fertigation via sprinkler irrigation on nitrate leaching and corn yield in an acid-sulphate soil in Thailand*, Agricultural Water Management 52, S. 197-213

ASSIMAKOPOULOS, J.H.; KALIVAS, D.P.; KOLLIAS (2003): *A GIS-based fuzzy classification for mapping the agricultural soils for N-fertilizers use*, The Science of the Total Environment 309, S. 19-33

BACH, M. (1987): *Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland - Eine regional differenzierte Abschätzung*, Göttinger Bodenkundliche Berichte 93, S. 1-186

BACH, M. (1990): *Ausmaß und Bilanz der Nitratbelastung durch die Landwirtschaft*, in ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE G.; HARREB H.-M. (Grundwerk 1988): *Bodenschutz - Ergnzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landwirtschaft und Grundwasser*, Nr. 4300, Berlin

BARZANTNY, K.; SCHMIDT, H. (1969): *Hydrogeologisches Grund- und Ausführungsprojekt über die hydrogeologische Untersuchungsarbeit Jahna-Pulsitz*, VEB Hydrogeologie Nordhausen, unveröffentlicht

BEAR, J.; VERRUIJT, A. (1987): *Modelling groundwater flow and pollution*, D. Reidel Publishing, Dordrecht

- BECKER, K.-W.; EULENSTEIN, F.; MEYER, B. (1994): *Beurteilung des Risiokos der Nitratverlagerung als Folge der landwirtschaftlichen Nutzung*, in DVWK (1994): *Verminderung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser - Grundlagen und Fallbeispiele*, Schriften 106, S. 113-126, Bonn
- BEHRENDT, H.; HUBER, P.; OPITZ, D.; SCHMOLL, O.; SCHMOLL, G.; UEBE, R. (1999): *Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands*, Umweltbundesamt, Texte 75/99, Berlin
- BENGTSSON, G.; BENGTSON, P.; MANSSON, K.F. (2003): *Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity*, Soil Biology & Biochemistry 35, S. 143-154
- BNatSchG Bundesnaturschutzgesetz (2001): *Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes vom 15. Nov. 2001*, http://www.bmu.de/download/b_bng_entwurf.htm
- BOHNE, K.; DAHMS, P. (1996): *Geohydrologie und Geohydraulik*, Script zur Vorlesung an der Universität Rostock
- BÖHNKE, R. (2002): *Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes*, UFZ Bericht 19/2002, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
- BORNEFF, M.; BORNEFF, J.; PREUSSMANN, R.; ROHMANN, U. (1999): *VI-6. Weitere Stoffe und Stoffgruppen / Nitrat und Nitrit*, in WICHMANN, H.E.; SCHLIPKÖTER, H.-W.; FÜLGRAF, G. (1996): *Handbuch der Umweltmedizin: Toxikologie, Epidemiologie, Hygiene, Belastungen, Wirkungen, Diagnostik, Prophylaxe*, Ecomed, Landsberg/Lech
- BORSENIUS, U. (1998): *Umweltpolitik. Wasserwirtschaft in Deutschland*, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Bonn
- BOUMAN, B.A.M.; CASTANEDA, A.R.; BHUIYAN, S.I. (2002): *Nitrate and pesticide contamination of groundwater under rice-based cropping systems: past and current evidence from the Philippines*, Agriculture, Ecosystems and Environment 92, S. 185-199
- BOUMANS, L.J.M.; FRATERS, B.; VAN DRECHT, G. (2001): *Nitrate in the upper groundwater of „De Marke“ and other farms*, Netherlands Journal of Agricultural Science 49, S. 163-177
- BÖTTCHER, J.; STREBEL, O.; VOERKELIUS, S.; SCHMIDT, H.-L. (1990): *Using isotope fractionation of nitrate-nitrogen and nitrate-oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer*, Journal of Hydrology 114, S. 413-424
- BRADY, N.C. (1998): *Nitrogen and sulfur economy of soils*, in BRADY, N.C., WEIL, R.R. (Hrsg.) (1998): *The Nature and Properties of Soils*, Elsevier, New York, S. 492-522
- BRAUSE, H.; GALILÄER, L.; HORTENBACH, R.; SCHELLENBERG, F.; BECKER, U.; OEHME, G. (1981): *Ergebnisbericht über die geologischen Erkundungsarbeiten auf Dolomit im Raum Pulsitz-Ostrau*, unveröff. VEB GFE Freiberg, Freiberg
- BUSCH, K.-F.; LUCKNER, L.; TIEMER, K. (1993): *Geohydraulik - Lehrbuch der Hydrogeologie Bd. 3*, Gebrüder Borntraeger, Berlin

CAMEIRA, M.R.; FERNANDO, R.M.; PEREIRA, L.S. (2003): *Monitoring water and NO₃-N in irrigated maize fields in the Sorraia Watershed, Portugal*, Agricultural Water Management 60, S. 199-216

CHOI, W.-J.; LEE, S.-M.; RO, H.-M. (2003): *Evaluation of contamination sources of ground-water NO₃⁻ using nitrogen isotope data: A review*, Geosciences Journal 7, S. 81-87

CHOWDARY, V.M.; ROA, N.H.; SARMA, P.B.S. (2004): *A coupled soil water and nitrogen balance model for flooded rice fields in India*, Agriculture, Ecosystems and Environment 103, S. 425-441

CHU, M.; SWINTON, S. M.; BATIE, S.S. (1996): *A risk programming approach to designing contracts to reduce nitrate leaching*, Staff Paper, Department of Agricultural economics, Michigan State University, East Lansing, Michigan 48824

CLARK, I.D.; FRITZ, P. (1997): *Environmental isotopes in hydrogeology*, Lewis Publishers, New York

COSTA, J.L.; MASSONE, H.; MARTINEZ, D.; SUERO, E.E.; VIDAL, C.M.; BEDMAR, F. (2002): *Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone*, Agricultural Water Management 57, S. 33-47

DAUDEN, A.; Quilez, D. (2004): *Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a mediterranean irrigated environment*, European Journal of Agronomy 21, S. 7-19

DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT (DBG) - AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN (1992): *Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat*, Gießen

DIANKOV, Z.; WELKOVSKI, G.; MARINOV, D.; RADOSLAVOV, S.; NITCHEVA, O.; SLAVJEKOV, I.; PETROV, K. (2003): *Über die Anwendung einer Simulationsmethode zur Prognose der Verbreitung und Umwandlung von Nitratsubstanzen in Grundwasserströmungen*, in Institut für Grundwasserwirtschaft und Institut für Wasserchemie, TU Dresden (2003): *Diffuse input of chemicals into soil and groundwater - assessment and management*, Proceedings Institute of Groundwater Management 3, S. 275-278

DIERSCH, H.-J.G. (1998): *FEFLOW - Finite element subsurface flow system*, WASY GmbH, Berlin

DIEZ, T.; WEIGELT, H. (1991): *Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung*, BLV Verlagsgesellschaft, München

DIN 18414 Teil 4 (1984): *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (Gruppe S) - Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4)*, Beuth Verlag

DIN 38402 Teil 14 (1986): *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Allgemeine Angaben (Gruppe A) - Probenahme von Rohwasser und Trinkwasser (A14)*, Beuth Verlag

DOMMERMUTH, H.; TRAMPF, W. (1990): *Die Verdunstung der Bundesrepublik Deutschland, Zeitraum 1951-1980, Teil I*, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main

DOMMERMUTH, H.; TRAMPF, W. (1991): *Die Verdunstung der Bundesrepublik Deutschland, Zeitraum 1951-1980, Teil II*, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main

Düngemittelgesetz (1977): *Düngemittelgesetz vom 15. Nov. 1977*, BGBl. I, S. 2134, zuletzt geändert am 27. Sep. 1994, BGBl. I, S. 2705

DUNGER, V. (1999): *Systemkurzbeschreibung des Modells BOWAM-99*, www.geo.tu-freiberg.de/~dungerv/software/bowam-99.html

DUNGER, V. (2002): *Dokumentation des Modells BOWAM (Version 2002) zur Simulation des Wasserhaushaltes in der wasserungesättigten Bodenzone (Aerationszone)*, TU Bergakademie Freiberg

DURKA, W.; SCHULZE, D.; GEBAUER, G.; VOERKELIUS W. (1994): *Effects of forest decline on uptake and leaching of deposited nitrate determined from ^{15}N and ^{18}O measurements*, Nature 372, S. 765-767

DUYNISFELD, W.H.M.; STREBEL, O. (1985): *Nitrat-Auswaschungsgefahr bei verschiedenen grundwasserfernen Ackerstandorten in Norddeutschland*, Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft 136, S. 429-439, Hannover

DUYNISFELD, W.H.M.; STREBEL, O.; Böttcher, J. (1988): *Are nitrate leaching from arable land and nitrate pollution of groundwater avoidable?*, Ecological Bulletins 39, S. 116-125, Kopenhagen

DVGW (1988): *Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffungsmeßstellen*, Merkblatt W121, DVGW, Eschborn

DVGW (2004): *Beste verfügbare Umweltpraxis in der Lanbewirtschaftung*, Druckmanuskript Arbeitsblatt W104, DVGW, Bonn

DVO Düngeverordnung (1996): *Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen vom 26. Jan. 1996*, BGBl. I 1996, S. 118; zuletzt geändert durch Art. 2 der Verordnung vom 16. Jun. 1997, BGBl. I, S. 1835

DVWK (1980): *Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern*, Regeln zur Wasserwirtschaft Heft 114, Verlag Paul Parey, Hamburg

DVWK (1981): *Nährstoffaustrag aus landbaulich genutzten Böden - Merkblatt zur Planung und Durchführung der Probenahme und Konservierung von Wasserproben*, Regeln zur Wasserwirtschaft Heft 110, Verlag Paul Parey, Hamburg

DVWK (1982): *Entnahme von Proben für hydrogeologische Grundwasseruntersuchungen*, Merkblatt zur Wasserwirtschaft Heft 203, Verlag Paul Parey, Hamburg

DVWK (1985): *Bodennutzung und Nitrataustrag: Literaturlauswertung über die Situation bis 1984 in der Bundesrepublik Deutschland Grundwasseruntersuchungen*, Schriften 73, Verlag Paul Parey, Hamburg

DVWK (1992): *Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben*, Regeln zur Wasserwirtschaft Heft 128, Verlag Paul Parey, Hamburg

DVWK (1994): *Empfehlungen des DVWK Fachausschusses 4.3 zur Regelung der Bodennutzung in Grundwassergewinnungsgebieten*, in DVWK (1994): *Verminderung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser - Grundlagen und Fallbeispiele*, Schriften 106, S. 379-388, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn

DVWK (1995): Schriften 109 *Speicher-Durchfluß-Modelle zur Bewertung des Stoffein- und Stoffaustrags in unterschiedlichen Grundwasser-Zirkulationssystemen*, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn

DVWK (1996a): *Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen*, Merkblätter zur Wasserwirtschaft Heft 238, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn

DVWK (1996b): *Wasserwirtschaftliche Forderungen an die Landnutzungsplanung zur Verminderung des Nitrataustrags insbesondere in Wasserschutzgebieten*, Schriften 111, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn

DVWK (1997): *Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermeßstellen*, Merkblatt zur Wasserwirtschaft Heft 245, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn

DYCK, S.; PESCHKE, G. (1989): *Grundlagen der Hydrologie*, Verlag Bauwesen, Berlin

ECKL, H.; RAISSI, F. (1999): *Hydrologische und bodenkundliche Anforderungen an Anträge zur Festsetzung von Wasserschutzgebieten für Grundwasser*, GeoFakten 2, NLFb, Hannover

EISSMANN, L. (1964): *Ausbildung und Gliederung des Pleistozäns in Mittelsachsen (Raum Döbeln-Riesa)*, Geologie 13, S. 942-969

ENKE, W.; KÜCHLER, W.; SOMMER, W. (2000): *Klimaprognose für Sachsen-Zusammenfassender Bericht, Regionalisierung von Klimamodell-Ergebnissen mittels des statistischen Verfahrens der Wetterlagen-Klassifikation und nachgeordneter multipler Regressionsanalyse für Sachsen*, http://www.landwirtschaft.sachsen.de/de/wu/umwelt/luft_laerm_klima/klima/prognose/downloads/abschlussbericht.pdf

ERSAHIN, S.; KARAMAN, M.R. (2001): *Estimating potential nitrate leaching in nitrogen fertilized and irrigated tomato using the computer model NLEAP*, Agricultural Water Management 51, S. 1-12

ESRI (1996): *ArcView Spatial Analyst*, Esri - Environmental Systems Research Institute. Inc., Redlands, California

EULENSTEIN, F.; KNOBLAUCH, S.; MEIBNER, R.; NIEHUS, B.; REINSTORF, F. SCHEFFER, B.; SCHINDLER, R.; SCHÖLER, B. (2004): *Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur gewässerschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs*, Hrsg.: ATV-DVWK, Hennef

EU-Nitratrictlinie (1991): *Richtlinie des Rates vom 12. Dez. 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen*, ABI. EG 1991, Nr. L 375, S. 1, geändert durch Richtlinie 91/692/EWG, ABI. EG 1991, Nr. 377, S. 48

EU-Trinkwasserrichtlinie (1998): *Richtlinie des Rates vom 03. Nov. 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch*, ABI. EG 1998, Nr. L 330, S. 32, Berichtigung der Anhänge I – III, ABI. EG 1999, Nr. L 45, S. 55

FANK, J. (2001): *Wasser- und Nitratbilanz des westlichen Leibnitzer Feldes*, in 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Gumpenstein 24.-25. April 2001, S. 97-100

FENG, Z.-Z.; WANG, X.-K.; FENG, Z.-W. (2004): *Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District, China*, Agricultural Water Management xxx, accepted 14 July 2004

FRANKO, U.; Oehlschlägel, B.; Schenk, S. (1995): *Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen*, UFZ Bericht 3/1995, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

FRANKO, U. (Hrsg.) (2002): *Stickstoff - ein Nährstoff aus dem Gleichgewicht*, Ergebnisse aus dem Workshop "N-Deposition in Agrarökosystemen" vom 2. bis 3. Mai 2002, UFZ Bericht 16/2002, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

FREDE, H.G.; GÄTH, S.; BACH, M. (1994): *Ursachen und Ausmaß der Nitratbelastung im Kreis Hersfeld-Rotenburg*, in DVWK (1994): *Verminderung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser - Grundlagen und Fallbeispiele*, Schriften 106, S. 179-193, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn

FREDE, H.G.; BACH, M. (1996): *Landschaftsstoffhaushalt*, In: Blume, H.-P.; Felix-Henningsen, P.; Fischer, W.R. (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*, Ecomed, Landsberg/Lech

FREDE, H.G.; DABBERT, S. (Hrsg.) (1998): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*, Ecomed, Landsberg

FUEST, S. (2000): *Regionale Grundwassergefährdung durch Nitrat – Vergleich von räumlich differenzierten Überwachungsdaten und Modellrechnungen*, Dissertation der Universität Osnabrück

GARDI, C. (2001): *Land use, agronomic management and water quality in a small northern Italian watershed*, Agriculture, Ecosystems and Environment 87, S. 1-12

G.E.O.S. FREIBERG INGENIEURGESELLSCHAFT MBH (1993): *Trinkwasserschutz zonen für die Fassung Jahna-Aue II und Überarbeitung vorhandener Schutzzonen der Fassung Jahna-Aue I*, Hydrogeologisches Gutachten, unveröffentlicht

G.E.O.S. FREIBERG INGENIEURGESELLSCHAFT MBH (1998): *Überprüfung der Trinkwasserschutzzonen in der Jahna-Aue*, Gutachten, unveröffentlicht

G.E.O.S. FREIBERG INGENIEURGESELLSCHAFT MBH (1999): *Hydrogeologischer Bericht - Probenahme von Umwelttracern für die Wasserfassung in der Jahna-Aue*, unveröff.

Gesetz zu internationalen Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes und des Nordostatlantiks vom 23. Aug. 1994, BGBl. II, Nr. 30 vom 30. Aug. 1994, 1355; 1360-1379

GLUGLA, G.; RICHTER, K.; RICHTER, K.; FUERTIG, G. (1993): *VERMO2 - Eine Variante des Blockmodells VERMO zur Berechnung aktueller Werte des Bodenwasserhaushaltes*, unveröff. Bericht, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Berlin

GLUGLA, G.; JANKIEWICZ, P.; RACHIMOV, C.; LOJEK, K.; RICHTER, K.; FUERTIG, G.; KRAHE, P. (2003): *BAGLUVA – Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses*, BfG-Bericht 1342, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

GOLDSCHMIDT, J. (1950): *Das Klima von Sachsen*, Akademieverlag Berlin

GROENENDIJK, P.; KROES, J.G. (1997): *Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surfacewater: ANIMO 3.5*, volume DLO-Win and Staring Centre Report 144, Wageningen, Niederlande

GUSMAN, A.J.; MARINO, M.A. (1999): *Analytical modelling of nitrogen dynamics in soils and groundwater*, Journal of Irrigation and Drainage Engineering 125, S. 330-337

GUTSER, R.; HAUKE, S. (1994): *Pflanzenbauliche Maßnahmen zur Verringerung des Stickstoffaustrages von landwirtschaftlich genutzten Flächen*, in DVWK (1994): *Verminderung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser - Grundlagen und Fallbeispiele*, Schriften 106, S. 345-362, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn

HAFERKORN, U. (2000): *Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes - Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis-*, Dissertation der Universität Göttingen

HAIN, H.; SCHWEDT, G. (1991): *Richt- und Grenzwerte Wasser-Boden-Abfall-Cemikalien-Luft*, 3. Aufl., Vogel Verlag und Druck, Würzburg

HANEGRAAF, M.C.; DEN BOER, D.J. (2003): *Perspectives and limitations of the Dutch minerals accounting system (MINAS)*, European Journal of Agronomy 20, S. 25-31

HARTEMINK, A. E.; BURESH, R.J.; VAN BODEGOM, P.M.; BRAUN, A.R.; JAMA, B.; JANSSEN B.H. (2000): *Inorganic nitrogen dynamics in fallows and maize on an Oxisol and Alfisol in the highlands of Kenya*, Geoderma 98, S. 11-33

HARTGE, K.H.; HORN, R. (1992): *Die physikalische Untersuchung von Böden*, 3. Aufl., Enke Verlag, Stuttgart

HEINRICH, D.; HERGT, M. (1994): *dtv-Atlas zur Ökologie*, Deutscher Taschenbuch Verlag, München

HENNINGS, H.H.; SCHEFFER, B. (2000): *Zum Nitrataustrag ins Grundwasser - Stand der Erkenntnisse*, Wasserwirtschaft 90, S. 348-355

- HENNINGS, V. (1994): *Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden*, Methodendokumentation Bodenkunde, Geologisches Jahrbuch Reihe F: Bodenkunde, Heft 31, Hannover
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2001): *Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden → Grundwasser, Sickerwasserprognose*, Handbuch Altlasten, Band 3 Teil 3, Wiesbaden
- HEUMANN, S.; BÖTTCHER, J.; SPRINOB, G. (2002): *N mineralization parameters of sandy arable soils*, Journal of Plant Nutrition and Soil Science 165, S. 441-450
- HOEFS, J. (1996): *Stable isotope geochemistry*, 2. Aufl., Springer-Verlag, Berlin
- HÖLTING, B. (1996): *Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie*, Enke Verlag, Stuttgart
- HOLZBECHER, E. (1996): *Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie - Grundwasser und ungesättigte Zone*, Springer Verlag, Berlin
- HOME, P.G.; PANDA, R.K.; KAR, S. (2002): *Effect of method and scheduling of irrigation on water and nitrogen use efficiencies of Okra (Abelmoschus esculentus)*, Agricultural Water Management 55, S. 159-170
- HÖRMANN, G. (1998): *Simpel - Speichermodelle zum Bodenwasserhaushalt*, <http://www.pz-oekosys.uni-kiel.de/~schorsch/simpel/index.htm>.
- HÜBNER, H. (1986): *Isotope effects of nitrogen in the soil and biosphere*, in FRITZ, P.; FONTES, J.C. (Eds.): *Handbook of environmental isotope geochemistry*, Vol. 2B, Elsevier Science, Amsterdam, S. 361-425
- HUWE, B.; TOTSCHKE, K.U. (1995): *Deterministic and stochastic modelling of water, heat and nitrogen dynamics in different scales with WHNSIM*, Journal of Contaminant Hydrology 20, S. 265-284
- IAEA/WMO (2004): *Global network of isotopes in precipitation*, The GNIP Database, <http://isohis.iaea.org>
- INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1983): *NAU Karte über das Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik*, Berlin, 1959, aktualisiert 1983
- JORDAN, H. (1991): *Anwenderrichtlinie zur Geschützteitsbewertung von Grundwasserressourcen auf Grundlage von Tritiumanalysen*, Bergakademie Freiberg
- JUNEDI, H.; CEPUDER, P.; KASTANEK, F.J.; LOISKADL, W. (2003): *Transport of nitrogen in homogeneous soil column*, in 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, Gumpenstein 29.-30. April 2003, S. 187-188
- KENDALL, C. (1998): *Tracing nitrogen sources and cycling in catchments*, Chapter 16 in KENDALL, C.; MCDONNELL J.J. (Eds.) (1998): *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*, Elsevier Science, Amsterdam, S. 519-576

KENDALL, C.; ARAVENA, R. (2000): *Nitrate isotopes in groundwater systems*, Chapter 9 in COOK, P.G.; HERCZEG A.L. (Eds.) (2000): *Environmental tracers in subsurface hydrology*, Kluwer Academic Publishers, Boston, S. 261-290

KENKEL, A. (1999): *Wasser- und Stoffhaushalt im landwirtschaftlich genutzten Trinkwasserschutzgebiet Gelliehausen (Gemeinde Gleichen)*, EcoRegio 1

KINZELBACH, W.; RAUSCH, R. (1995): *Grundwassermodellierung - Einführung mit Übungen*, Gebrüder Borntraeger, Stuttgart, Berlin

KNAPPE, S.; HAFERKORN, U. (2001): *Witterungs-, boden- und nutzungsbedingte N-Auswaschungspotentiale von typischen Pedohydrotopen des Mitteldeutschen Trockengebietes (Partheinzugsgebiet)*, in 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Gumpenstein 24.-25. April 2001, S. 83-87

KNAPPE, S.; HAFERKORN, U.; MEIBNER, R. (2002): *Influence of different agricultural management systems on nitrogen leaching: results of lysimeter studies*, Plant Nutrition and Soil Science 165, S. 73-77

KNOBLAUCH, S. (2001): *Stoffverlagerung und Stoffumsatz in einem Wassereinzugsgebiet der Unstrut*, in 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Gumpenstein 24.-25. April 2001, S. 37-41

KNOBLAUCH, S.; ROTH, D.; GÜNTHER, R. (1996): *N-Austrag aus einer tiefgründigen Braunerde-Schwarzerde (Löss) im Thüringer Becken*, in 6. Gumpensteiner Lysimetertagung: *Lysimeter im Dienste des Grundwasserschutzes*, Gumpenstein 16.-17. April 1996, S. 19-22

KNOBLAUCH, S.; ROTH, D.; PFLEGER, I. (1999): *Beziehung zwischen N-Saldo, N_{min} im Boden, Nitratgehalt im Sickerwasser und N-Austrag bei unterschiedlichen Ackerstandorten Thüringens*, in 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, Gumpenstein 13.-14. April 1999, S. 73-76

KNÖLLER, K.; TRETTIN, R. (2003): *Isotopenanalytische Bewertung des Sulfates in landwirtschaftlich genutzten Wassergewinnungsgebieten*, UFZ-Bericht 16/2003, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

KRAFT, W.; SEELIGER, M. (1964): *Ergebnisbericht über hydrogeologische Untersuchungsarbeiten im Objekt Grundwasser Jahna-Aue 1961-63*, VEB Geologische Erkundung Süd Freiberg, unveröffentlicht

KRAFT, W.; SCHRÄBER, D. (1968): *Beitrag zur Kenntnis des Perms und der Trias im Müglener Becken*, Geologie 17, S. 1051-1061

KRUMSIEK, K.; NEUMANN, H.G. (2000): *Allgemeine Hydrogeologie*, Geologisches Institut der Universität zu Köln

KÜHN, G.; KÜHN, H.; HAASE, J.; WERNER, K. (1989): *Schlagbezogene Dokumentation zur Boden- und Bestandsführung*, agrabuch

KUZYAKOV, Y.; BOL, R. (2004): *Trennung der drei Quellen des CO_2 -Effluxes aus dem Boden mit natürlicher ^{13}C -Abundance - Ein Beispiel für Grasslandboden mit Gülle und Zucker*, in *Stabile Isotope in der Bodenkunde ein DBG-Workshop vom 23. und 24. März 2004*, Universität Göttingen

- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1995): *Topographische Karte 1:10.000, Normalausgabe, 4744-SO - Ostrau*, Dresden
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1995): *Topographische Karte 1:10.000, Normalausgabe, 4745-SW - Hof*, Dresden
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1995): *Topographische Karte 1:10.000, Normalausgabe, 4844-NO - Zschaitz*, Dresden
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (1995): *Topographische Karte 1:10.000, Normalausgabe, 4845-NW - Neckanitz*, Dresden
- LANG, R.; MÜLLER, A. (1999): *CropData - Kennwerte und ökologische Ansprüche an Ackerkulturen*, CD hergestellt von uismedia, Biernerstr. 32, 85354 Freising, ISBN 3-00-005343-3
- LAWA (1982): *Grundwasser, Richtlinien für Beobachtung und Auswertung Teil 1 - Grundwasserstand*, Woeste Druck& Verlag, Essen
- LAWA (1993): *Grundwasser, Richtlinien für Beobachtung und Auswertung Teil 3 - Grundwasserbeschaffenheit*, Woeste Druck& Verlag, Essen
- LAWA (1995): *AQS - Merkblatt für die Qualitätssicherung bei Wasser-, Abwasser- und Schlamuntersuchungen P-8/2*
- LAWA (1999): *Empfehlungen zu Konfiguration von Messnetzen sowie zu Bau und Betrieb von Grundwassermessstellen (qualitativ)*, Kulturbuch-Verlag, Berlin
- LAWA (2000): *Gewässerschützende Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten*, Projektbericht, Kulturbuch-Verlag, Berlin
- LESER, H.; HAAS, H.-D.; MOSIMANN, T.; PAESLER, R. (Hrsg.) (1993): *DIERCKE-Wörterbuch der Allgemeinen Geographie*, dtv/westermann, München
- LI, W.; LI, L.; SUN, J.; GUO, T.; ZHANG, F.; BAO, X.; PENG, A.; TANG, C. (2004): *Effects of intercropping and nitrogene application on nitrate present in the profile of an Orthic Anthrosol in northwest China*, Agriculture, Ecosystems and Environment xxx, accepted 14 July 2004
- LIN, B.L.; SAKODA, A.; SHIBASAKI, R. SUZUKI, M. (2001): *A modelling approach to global nitrate leaching caused by anthropogenic fertilisation*, Water Research 35, S. 1961-1968
- MAEDA, M.; ZHAO, B.; OZAKI, Y.; YONEYAMA, T. (2004): *Nitrate leaching in an Andisol treated with different types of fertilizers*, Environmental Pollution 121, S. 477-487
- MALOSZEWSKI, A.; ZUBER, A. (1996): *Lumped parameter modells for the interpretation of environmental tracer data*, in INTERNATIONAL ATOMOIC ENERGY AGENCY (1996): *Manual on mathematical models in isotope hydrogeology*, IAEA-TECDOC-910, S. 9-58
- MANNFELD, K.; RICHTER, H. (Hrsg.) (1995): *Naturräume in Sachsen*, Forschungen zur deutschen Landeskunde 238

- MCDONALD, M.G.; HARBAUGH, A.W. (1988): *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model*, U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigation, Book 6, Chapter A1, Denver
- MEIBNER, R. (1999): *Stand und Entwicklung der Nitratbelastung in Deutschland*, in 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, Gumpenstein 13.-14. April 1999, S. 15-18
- MEIBNER, R.; (Hrsg.) (2000): *Quantifizierung von diffusen Stoffausträgern aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung in den Einzugsgebieten Oka und Elbe*, UFZ-Bericht 13/2000
- MEIBNER, R. (2003): *Diffuse Stoffeinträge in die Gewässer*, Wasserwirtschaft 93, S. 28-32
- MEIBNER, R.; RUPP, H.; SCHONERT P.; SEEGER, J.; Braumann, F.; Müller, H. (1995): *Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Drömling auf den Stickstoffgehalt im Boden sowie im Grund- und Oberflächenwasser*, Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 33, S. 255-269
- MEIBNER, R.; SEEGER, J. (1999): *Lysimeterstudien - Auswirkungen von differenzierten Stillungszeiträumen auf das Austragsverhalten von Stickstoff*, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 91, S. 827-830
- MEIBNER, R.; SEEGER, J.; RUPP, H. (2002): *Effects of agricultural land use changes on diffuse pollution of water resources*, Irrigation and Drainage 51, S. 119-127
- MEIBNER, R.; SEEGER, J.; RUPP, H.; SCHONERT P. (1992): *Der Einfluss von Flächenstillegungen und Extensivierung auf den Stoffaustrag mit dem Sickerwasser*, Vom Wasser 81, S. 197-215
- MELLIO, J.M. (1995): *Human influences on the global nitrogen budget and their implications for the global carbon budget*, in MURAI, S.; KIMUAR, M. (Hrsg.) (1995): *Toward global planning of sustainable use of the earth: Development of global eco-engineering*, Elsevier, New York, S. 117-134
- METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR (Hrsg.) (1953): *Klimaatlas für das Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik*, Akademie-Verlag, Berlin
- MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H.; SCHULTZE, J.H. (Hrsg.) (1959-62): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Band II*, Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Selbstverlag, Bad Godesberg
- MOLENAT, J., GASCUEL-ODOUX, C. (2002): *Modelling flow and nitrate transport in ground-water for the prediction of water travel times and consequences of land use evolution on water quality*, Hydrological Processes 16, S. 479-492
- MOSER, H.; RAUERT, W. (1980): *Isotopenmethoden in der Hydrologie (Lehrbuch der Hydrogeologie 8)*, Borntraeger Verlag, Berlin
- MÜLLER, J. (2001): *Hydrogeologische, hydro- und isotopenchemische Untersuchungen im kontaminierten Grundwasserbereich des Auensees, Stadtgebiet Leipzig*, Diplomarbeit, TU Dresden

- MÜLLER, U. (1997): *Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS)*, 6. Aufl., Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
- NEUMANN, B. (2002): *Erfassung des nutzungsbedingten Nitrataustrages landwirtschaftlich genutzter Böden und GIS-gestützte Modellierung des standörtlichen Nitratverlagerungsrisikos*, Dissertation, Universität des Saarlandes Saarbrücken
- OBERMANN, P.; BUNDERMANN, G. (1982): *Untersuchungen über die Grundwasseränderungen durch Nitrat infolge landwirtschaftlicher Nutzung*, in SELENKA, F. (1982): *Nitrat - Nitrit - Nitrosamine in Gewässern*, Deutsche Forschungsgesellschaft
- OBERMANN, P. (1988): *Ursachen und Folgen der Nitratbelastung des Grundwassers*, in ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G., HARRESS, H.-M. (1988 Grundwerk): *Bodenschutz – Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landwirtschaft und Grundwasser*, Nr. 4380, Berlin
- OENEMA, O.; VAN LIERE, L.; PLETTE, S.; PRINS, T.; VAN ZEIJTS, H.; SCHOUMANS, O. (2004): *Environmental effects of manure policy options in The Netherlands*, Water Science and Technology 49, S. 101-108
- OIKEH, S.O.; CARSKY, R.J.; KLING, J.G.; CHUDE, V.O.; HORST, W.J. (2003): *Differential N uptake by maize cultivars and soil nitrate dynamics under N fertilization in West Africa*, Agriculture, Ecosystems and Environment 100, S. 181-191
- ONDERSTEIJN, C.J.M.; BELDMAN, A.C.G.; DAATSELAAR, C.H.G.; GIESEN, G.W.J.; HUIRNE, R.B.M. (2002): *The Dutch mineral accounting system and the European nitrate directive: implications for N and P management and farm performance*, Agriculture, Ecosystems and Environment 92, S. 283-296
- ORTSEIFEN, U.; SCHEFFER, B. (1997): *Der Nitrataustrag aus dem durchwurzeltem Boden typischer Regionen Niedersachsens nach Modellberechnungen*, Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 38, S. 178-183, Berlin
- OSPAR (1998): *Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordatlantiks vom 25. März 1998*, (bereits am 22. Sep. 1992 in Paris als Pariser Übereinkommen gezeichnet), http://www.bmu.de/download/_meeresumwelt.htm
- OSTER, H.; SONNTAG, C.; MÜNNICH K.H. (1996): *Groundwater age dating with chlorofluorocarbons*, Water Resources Research 32, S. 2989-3001
- PAMPERIN, L.; SCHEFFER, B., Schäfer, W. (2003): *Empfehlungen zur grundwasserschonenden Landnutzung in einem Wasserschutzgebiet an Hand von Feldversuchsdaten*, Landnutzung und Landentwicklung 44, S. 63-69
- PÄTSCH, M.; WALTHER, W.; REINSTORF, F.; WELLER, D. (2003): *Research program and development of a suitable tool to minimize the nitrogen emissions into groundwater of a pleistocene aquifer, northern low plain of Germany*, in Institut für Grundwasserwirtschaft und Institut für Wasserchemie, TU Dresden (2003): *Diffuse input of chemicals into soil and groundwater - assessment and management*, Proceedings of the Institute of Groundwater Management 3, S. 217-225

PEREZ, J.M.S.; ANTIGUEDAD, I.; ARRATE, I.; GARCIA-LINARES, C.; MORELL, I. (2003): *The influence of nitrate leaching through unsaturated soil on groundwater pollution in an agricultural area of the Basque country: a case study*, The Science of the Total Environment 317, S. 173-187

PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE (1997): *Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen*, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Berlin

RAMOS, C.; AGUT, A.; LIDON, A.L. (2002): *Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain)*, Environmental Pollution 118, S. 215-223

REICHE, E.-W. (1994): *Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale*, Ecological Modelling 75/76, S. 371-384

REICHEL, F. (1994): *Hydrogeologisches Gutachten Kalksteinwerk Ostrau*, unveröff., Ingenieurbüro für Grundwasser, Cossebaude

RENGER, M.; STREBEL, O.; GIESEL, W. (1974): *Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten*, 4. Bericht: Grundwasserneubildung, Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 15, S. 353-366

RENGER, M.; WESSOLEK, G.; KÖNIG, R.; KASCHANIAN, B. (1989): *Grundwasserneubildung und Nitratverlagerung in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften, Relief und Nutzung*, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II, S. 1221-1226

RENNECKE, S., LENNARTZ, B.; BOHNE, K. (2004): *Die Bedeutung der kleinräumigen Variabilität bodenhydraulischer Kennfunktionen auf die Sickerwasserprognose*, in KLOTZ, D. (Hrsg.) (2004): *Untersuchungen zur Sickerwasserprognose in Lysimetern*, GSF-Bericht 02/04 S.161-164, Neuherberg

RICHTER, J.; SZYMCZAK, P. (1992): *Multis Release 2.1- Ein Computerprogramm zur Auswertung isotopehydrogeologischer Daten auf der Grundlage gekoppelter konzeptioneller Boxenmodelle*, Bergakademie Freiberg

RIMSKI-KORSAKOV, H.; RUBIO, G.; LAVADO, R.S. (2004): *Potential nitrate losses under different agricultural practices in the pampas region, Argentina*, Agricultural Water Management 65, S. 83-94

ROCKSCH, T. (1999): *Stickstoffdynamik auf Dauerversuchsflächen - Untersuchungen mit dem Stabilisotop ¹⁵N*, Dissertation, Humbolt - Universität Berlin

RÖDER, R.; TRELANO, R.; HIEMER, F.; SCHUSTER, M.; BASTAWROS, F., LINSMAYER P. (1994): *Stickstoffaustrag ins Grundwasser bei extensiver Bodennutzung*, Informationsberichte des Bayerischen Amtes für Wasserwirtschaft, Heft 3/94, München

ROHMANN, U. (1984): *Technische Möglichkeiten zur Minderung des Nitratgehaltes in Trinkwasser*, Landwirtschaftliche Forschung, Kongreßband 1984, S. 67-77, Frankfurt/Main

ROHMANN, U.; SONTHEIMER, U. (1985): *Nitrat im Grundwasser, Ursachen, Bedeutung, Lösungswege*, DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der TH Karlsruhe

- RUELLE, P.; MAILHOL, J.-C.; QUINONES, H.; GRANIER, J. (2003): *Using NIWASAVE to simulate impacts of irrigation heterogeneity on yield and nitrate leaching when using a travelling rain gun system in a shallow soil context in Charente (France)*, Agricultural Water Management 63, S. 15-35
- RUPP, H.; MEIBNER, R.; SEEGER, J. (1996): *Vergleich der Anionenkonzentrationen von Sickerwässern aus Saugsonden mit denen von Lysimetern*, in 6. Gumpensteiner Lysimetertagung (1996): *Lysimeter im Dienste des Grundwasserschutzes*, Gumpenstein 16.-17. April 1996, S.127-130
- RUSSOW, R.; KNAPPE, S.; FÖRSTEL, H. (1996): *Vergleich der Wasser und Anionenbewegung in einem landwirtschaftlich genutzten Sandlöss-Braunerde- und Löss-Schwarzerde-Boden an Hand von Lysimeteruntersuchungen*, in 6. Gumpensteiner Lysimetertagung (1996): *Lysimeter im Dienste des Grundwasserschutzes*, Gumpenstein 16.-17. April 1996, S.15-18
- SAADI, Z.; MASLOUHI, A. (2003): *Modeling nitrogen dynamics in unsaturated soils for evaluating nitrate contamination of the Mnasra groundwater*, Advances in Environmental Research 7, S. 803-823
- SAARIJÄRVI, K.; VIRKAJÄRVI, P.; HEINONEN-TANSKI, H.; TAIPALINEN, I. (2004): *N and P leaching and microbial contamination from intensively managed pasture and cut sward on sandy soil in Finland*, Agriculture, Ecosystems and Environment xxx, accepted 17 December 2003
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (1999): *Nitratbericht 1998/99 unter Berücksichtigung der Untersuchungen ab 1990*, Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 2 - 4
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE - LFUG (2000): *Konzeptbodenkarte 1:50.000*
- SächsSchAVO Sächsischen Schutz- und Ausgleichsverordnung für die Land- und Forstwirtschaft (2002): *Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten vom 02. Jan. 2002*, in Sächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 1, S. 21-40
- SächsWG Wassergesetz des Freistaates Sachsen (1993): *Sächsisches Wassergesetz vom 23. Feb. 1993*, in Sächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 13, S. 201-228
- SÄRCHINGE, H. (1961): *Ergebnisbericht über eine geoelektrische Vorerkundung im Gebiet Jahna-Tal*, VEB Geophysik Leipzig, unveröffentlicht
- SBJESCHNI, A. (2002): *Digitale Erfassung und GIS-gestützte dreidimensionale Darstellung der geologisch/hydrogeologischen Verhältnisse im Bereich der Jahna Aue (Mügelner Becken/FS Sachsen)*, Diplomarbeit, Universität Leipzig
- SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G.; HARTGE, K.H., SCHWERTMANN, U. (1998): *Scheffer, Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde*, 14. Aufl., Enke Verlag, Stuttgart

- SCHARPF, H.-C.; WEHRMANN, J. (1991): *Nitrat im Grundwasser und Nahrungspflanzen*, Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), AID-Heft 1017, Bonn
- SchALVO Schutz- und Ausgleichs-Verordnung (2003): *Verordnung des baden-württembergischen Ministeriums für Umwelt und Verkehr über Schutzbestimmungen und die Gewährung von Ausgleichsleistungen in Wasser- und Quellschutzgebieten*, vom 20. Jan. 2001, GBl, S. 145, ber. S. 144, zuletzt geändert durch die Verordnung vom 02. April 2003, GBl, S. 231
- SCHEFFER, B. (1994): *Zum Einsatz von Stickstoffdüngern mit Nitrifikationshemmern in Wassereinzugsgebieten*, gwf (Gas- und Wasserfach)-Wasser-Abwasser 135, S. 15-19
- SCHEFFER, B. (1997a): *Einfluss der Flächennutzung und Düngung auf die Grundwasserqualität, N-Flächenbilanzen als Kontrollinstrument*, Wasserwirtschaft 87, S. 72-75
- SCHEFFER, B. (1997b): *Änderung der Bodennutzung als Maßnahme zur Verringerung des Nitrataustrages*, Neus Jahrbuch der Geologie und Paläontologie, Abhandlung 208, S. 93-106
- SCHEFFER, B. (1999): *Stoffliche Belastung und Stoffausträge mit dem Sickerwasser bei Ackerböden*, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 90, S. 85-94
- SCHEFFER, B.; BARTELS, R. (1998): *Kann durch Einsatz stabilisierter N-Dünger der Nitrataustrag aus einem Sandboden verringert werden?*, VDLUFA-Schriftenreihe 49, S. 633-636
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H.-P.; STAHR, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*, 2. Aufl., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin-Wien
- SCHRÄBER, D. (1983): *Ergebnisbericht über das Projekt mit Grundwasservorratsnachweis DE Ostrau*, unveröff., VEB Hydrogeologie Nordhausen, Freiberg
- SCHWEIGERT, P.; PINTER, N.; VAN DER PLOEG, R.R. (2004): *Regression analyses of weather effects on the annual concentrations of nitrate in soil and groundwater*, Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 167, S. 309-318
- SEEGER, J.; MEIBNER, R. (2003): *Versuchsergebnisse über Auswirkungen langfristiger Nutzungsänderungen auf des Auswaschungsverhalten von Kationen und Anionen in Lysimetern und auf Freilandparzellen*, in 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, Gumpenstein 29.-30. April 2003, S. 233-235
- SHAFFER, M.J.; HALVERSON, A.D.; PIERCE, F.J. (1991): *Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): model description and application*, in FOLLET, R.F.; KEENEY, D.R.; CRUSE, R.M. (Hrsg.) (1991): *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*, S. 285-322, Soil Science Society of America
- SHARPLY, A.N.; WILLIAMS, J.R. (1990): *EPIC - Erosion productivity impact calculator Vol. I - model documentation*, USDA Technical bulletin No. 1768
- SOLOMON, D.K.; COOK, P.G. (2000): ^3H and ^3He , Chapter 13 in COOK, P.G.; HERCZEG A.L. (Eds.) (2000): *Environmental tracers in subsurface hydrology*, Kluwer Academic Publishers, Boston/London, S. 397-424

SONNEVELD, M.P.W.; BOUMA, J. (2003): *Methodological considerations for nitrogen policies in the Netherlands including a new role for research*, Environmental Science & Policy 6, S. 501-511

SPITZ, K.; MORENO, J. (1996): *A practical guide to groundwater and solute transport modeling*, Wiley & Sons, New York

STAATLICHES UMWELTFACHAMT - STUFA (1999): *Biotoptypenkartierung 1:10.000*, Radebeul

STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2000): *Beiträge zur Entwicklung eines ökologischen Leitbildes für Flusslandschaften am Beispiel der Jahna, einem Nebenfluss der Elbe*, Ökologische Studie, Freistaat Sachsen, Sächsisches Druck- und Verlagshaus, Dresden

STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2003): *Sächsischer Agrarbericht 2003*, http://www.smul.sachsen.de/de/wu/index_1010.html

STOSCH, H.-G. (1999): *Einführung in die Isotopengeochemie*, Manuskript vom Institut für Mineralogie und Geochemie der Universität Karlsruhe

STREBEL, O.; DUYNISFELD, W.H.M.; Böttcher, J. (1989): *Nitrate pollution of groundwater in Western Europe*, Agriculture, Ecosystems and Environment 26, S. 189-214

SWINTON, S. M.; CLARK, D.S. (1994): *Farm-level evaluation of alternative policy approaches to reduce nitrate leaching from Midwest agriculture*, Agricultural and Resource Economics Review 23, S. 66-74

TÄUMER, K., STOFFREGEN, H.; WESSOLEK, G. (2003): *Räumlich-zeitliche Dynamik der Bodenfeuchte hydrophober Standorte*, in DBG-Mitteilungen 102, S. 141-142

THIEM, G.; SEELIGER, M. (1967): *Ergebnisbericht über die hydrogeologischen Untersuchungen im Objekt Wasserwerk Jahna-Pulsitz*, unveröff., VEB Geologische Erkundung Süd, Freiberg

THÜRKOW, D. (2002): *GIS-basierte Methoden zur Analyse der Wasserqualitätsentwicklung in Trinkwasserbrunnen am Beispiel des Einzugsgebietes der Saidenbachtalsperre (Erzgebirge)*, UFZ Bericht 8/2002, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

TrinkwV Trinkwasserverordnung (2003): *Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001, novellierte Verordnung über die Qualität von Wasser für den Menschlichen Gebrauch vom 21. Mai 2001*, BGBl. I, S. 959, *novellierte Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe vom 12. Dez. 1990*, BGBl. I, S. 2613, berichtigt 23. Jan. 1991, BGBl. I, S. 227, 1993, BGBl. I, S. 278, 1. Apr. 1998, BGBl. I, S. 699, 27. Okt. 1998, BGBl. I, S. 3288, zuletzt geändert durch Art. 2 der Verordnung vom 14. Dez. 2000, BGBl. I, S. 1728

UBA UMWELTBUNDESAMT (1998): *Jahresbericht Wasser - Meere*, <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/jb98/124.htm>

VELLINGA, T.V.; HILHORST, G.J. (2001): *The role of tactical and operational grassland management in achieving agronomic and environmental objectives: „De Marke“, a case study*, Netherlands Journal of Agricultural Science 49, S. 207-228

Verordnung des Landkreises Döbeln zur Festsetzung des Wasserschutzgebietes der Wasserfassung Jahna-Aue I, Jahna-Aue II und Jahna-Pulsitz vom 20.07.2001

WASSENAAR, L. (1995): *Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford Aquifer using isotopes of N-15 and O-18 in NO₃*, Applied Geochem. 10, S. 391-405

Wasserrahmenrichtlinie (2000): *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Okt. 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik*, ABI. EU Nr. L 327 vom 22. Dez. 2000, S. 1-73

WEBB, J.; ANTHONY, S.G.; BROWN, L.; LYONS-VISSER, H.; ROSS, C., COTTRILL, B.; JOHNSON, P.; SCHOLEFIELD, D. (2004): *The impact of increasing the length of cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales*, Agriculture, Ecosystems and Environment xxx, accepted 12 February 2004

WEI, M.; KOHUT, A.P.; KALYN, D.; CHWOJKA, F. (1993): *Occurrence of nitrate in groundwater, Grand Forks, British Columbia*, Quaternary International 20, 39-49

WESSOLEK, G.; TRINKS, S. (2003): *Entwicklung von Regressionsgleichungen zur Ermittlung der Grundwasserneubildung, Teil Sickerwasserrate aus dem Boden*, Endbericht zum Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Vergabevorhaben, Universität Berlin, Institut f. Ökologie, FB Bodenkunde

WESTHOEK, H.; VAN DEN BERG, R.; DE HOOP, W.; VAN DER KAMP, A. (2004): *Economic and environmental effects of the manure policy in The Netherlands: synthesis of integrated ex-post and ex-ante evaluation*, Water Science and Technology 49, S. 109-116

WHG Wasserhaushaltsgesetz (1994): *Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes in der Form und Bekanntmachung vom 23. Sep. 1986*, BGBl. I, S. 1529, ber. 1654, geändert durch Art. 8 des Gesetzes vom 27. Jun. 1994, BGBl. I, S. 1440

WOLF, L. (1978): *Zum Alter und zur Gliederung der "Döbelner Quartärfolge"*, Zeitschrift geologischer Wissenschaften 10, S. 1231-1243

WRIEDT, G. (2002a): *mRISK-N Dokumentation*, UFZ Leipzig-Halle-GmbH, unveröffentlicht

WRIEDT, G. (2002b): *SOIL2MODFLOW*, UFZ Leipzig-Halle-GmbH, unveröffentlicht

WRIEDT, G. (2004): *Modelling of nitrogen transport and turnover during soil and groundwater passage in a small lowland catchment of Northern Germany*, Dissertation, Universität Potsdam

ZENTRALES GEOLOGISCHES INSTITUT DER DDR (Hrsg.) (1984): *Hydrogeologische Karte der DDR 1:50.000, Oschatz/Riesa 1208-1/2*, Vertrieb: Landesvermessungsamt Sachsen, Dresden

ZUPANC, V.; CEPUDER, P.; VESELIC, M. (2001): *Nitrate and ammonium transport in aggregated porous media*, in 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Gumpenstein 24.-25. April 2001, S. 247-248

Anhang

(siehe Anhangs - CD)

1. Fruchtfolge
2. Wasseranalytik
3. Probenahme-Protokoll
4. Modellbeschreibung – Piston-Flow-, Exponential- und Dispersionsmodell
5. Grundwasseralter
6. k_r -Werte
7. Aufbau und Probenahmetechnik der Messplätze
8. Boden- und Bodenwasserhaushaltsparameter
9. Eingangsdaten für das mRisk-N Modell
10. Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue I und II von 1992 - 2004 bzw. 1992 - 2001
11. Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue I 2002 - 2004
12. Isotope in Grund- und Oberflächenwasser
13. Ionen und DOC in Grund- und Oberflächenwasser
14. Karten der Flächenbilanzen des Stickstoffs
15. Ionen des Bodens
16. Tabellen C_t und N_t des Bodens
17. Bodenfeuchteentwicklung an den Messplätzen von 2002 - 2004
18. Bodenfeuchteentwicklung an den Messplätzen nach Starkniederschlag im August 2002
19. Vergleich simulierte und gemessene Bodenfeuchte
20. Isotope im Sickerwasser
21. Ionen im Sickerwasser
22. Materialeigenschaften GMS
23. Bilddokumentation Bohrkern
24. Bilddokumentation Bau Messplätze
25. Bilddokumentation Ausbau Messplätze

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt der OEWA Wasser und Abwasser GmbH für die Initiierung und Finanzierung dieses Forschungsprojektes. Des Weiteren bedanke ich mich bei Herrn Dr. G. Strauch vom Department Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH (UFZ), als Ansprechpartner für dieses Projekt, für seine Unterstützung, fachliche Betreuung sowie die vielfältigen Anregungen und kritischen Diskussionen, die wesentlich zur Entstehung dieser Arbeit beitrugen. Gleichmaßen bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr. R. Meißner und Herrn Prof. Dr. H. Borg von der Martin-Luther-Universität Halle Wittenberg sowie Prof. Dr. B. Scheffer von der Universität Münster für ihre Tätigkeit als Gutachter.

Herrn Dr. G. Wriedt (UFZ, Department Hydrologische Modellierung) und Herrn Dr. F. Reinstorf (UFZ, Department Hydrogeologie) möchte ich für die zahlreichen Hinweise bei der Modellierung und Modellanpassung danken, ebenso den Mitarbeitern des Department Isotopenhydrologie des UFZs, besonders Dr. K. Osenbrück, für die vielseitigen Ideen sowie den kritischen Meinungs-austausch bei der Interpretation der Isotopendaten.

Ganz besonderer Dank gilt Herrn Dipl.-Ing. R. Krieg (UFZ, Department Hydrogeologie) für die wertvolle Hilfe im Gelände und die Mitwirkung bei der Kontaktknüpfung mit den Landwirten. Auch den Mitarbeitern der Döbeln-Oschatzer Wasserwirtschaft GmbH sei an dieser Stelle für die hervorragende Zusammenarbeit und Einsatzbereitschaft gedankt.

Gleichmaßen gilt mein Dank den Landwirten, insbesondere Frau Nindel von der Agrar-AG Ostrau, die großzügiger Weise Einsicht in ihre Daten gewährten, sowie den Brunnenbesitzern, die einen reibungslosen Ablauf der Probenahme und Geländearbeiten erst ermöglichten und somit halfen, die Basis für diese Arbeit zu schaffen.

Weiterhin danke ich dem Landesamt für Umwelt und Geologie, dem Staatlichen Umweltafamt Radebeul und dem Gesundheitsamt Döbeln für die unkomplizierte Bereitstellung von Daten und Gutachten.

Für die ausgezeichnete und freundschaftliche Zusammenarbeit danke ich Herrn Dipl. Geol. A. Sbjeschni.

Bedanken möchte ich mich aber auch bei Dipl. Geophysiker H. R. Gläser (UFZ, Department Hydrogeologie) für die Einmessung der Probenahmepunkte sowie den Mitarbeitern der Departments Analytik, Isotopenhydrologie, Bodenforschung und Hydrogeologie des UFZs für

Dank

die Durchführung der analytischen Laboruntersuchungen, insbesondere Frau Peris, Frau Leider, Frau Schäfer, Frau Neubert und Frau Blümel.

Nicht zuletzt möchte ich meiner Familie für die vielseitige und tatkräftige Unterstützung danken. Besonderer Dank gilt Kathrin Fiedler, für die gute Verpflegung, Sabine und Wolfgang Müller für die stets für mich offene Tür, meinen Großeltern, Eltern und meinem Bruder für die seelische und finanzielle Unterstützung und ganz besonders natürlich meiner Frau Angelika, die mir stets eine liebevolle, hilfreiche und motivierende Stütze war.

Lebenslauf

Persönliche Daten

Stefan Fiedler

Eckewartstr. 36, 50739 Köln

geboren am 22.02.1975 in Wismar

Bildungsweg

09/1981 – 08/1990 Polytechnische Oberschule in Rostock

09/1990 – 05/1993 Gymnasium mit Abitur in Rostock

10/1994 – 09/2000 Studium Landeskultur und Umweltschutz an der Universität Rostock

Diplomarbeit: „*Charakterisierung, Bewertung und Ableitung von Entwicklungsvorschlägen für die Zuflüsse der Alten Elde*“

Studienabschluss: Diplom-Ingenieur

10/2000 - 9/2001 Geologie/Paläontologie an der Universität zu Köln

10/2001 – dato Promotion zum Thema: „*Ermittlung, Abschätzung und Bewertung des Nitratbelastungsrisikos für das Grundwasser im landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet der Trinkwasserfassung Jahna-Aue*“; eingereicht an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Berufspraxis

06/1993 – 09/1994 Zivildienst: Betreuung einer Gruppe von körperlich und geistig behinderten Kindern bei der AWO Rostock

09/1996 – 12/1996 Vermessungsabteilung der INROS-Planungsgesellschaft Rostock GmbH

09/1997 – 10/1997

03/2000 – 07/2000

08/1997 Praktikum am Institut für Angewandte Ökologie Forschungsgesellschaft mbH, Neu Broderstorf

01/1998 – 04/1998 Wassertechnik und Bau GmbH und Co. KG Rostock

05/1998 Praktikum beim Department of Environment im Tamborine National Park, Queensland, Australien

01/1999 – 03/1999 Praktikum bei der GUT Gesellschaft für Umweltplanung mbH Rostock

02/2001- 03/2001 Praktikum bei der Gerling Cert Umweltgutachter GmbH Entwicklung eines "*Risikobewertungssystems für forstliche Klimaschutzprojekte*"

05/2001-08/2001 Praktikum beim Institut für Landschaftsentwicklung und Stadtplanung in Essen

10/2001 - dato Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle-GmbH, Department Hydrogeologie

Selbständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Literatur und Hilfsmittel angefertigt habe.

Halle/ Saale, den 5. Juni 2005

Stefan Fiedler

Institut für Agrartechnik und Landeskultur
(Direktor: Prof. Dr.-Ing. P. Pickel)

der Landwirtschaftlichen Fakultät
(Dekan: Prof. Dr.-Ing. P. Pickel)

der

Martin-Luther-Universität
Halle-Wittenberg

**„Ermittlung, Abschätzung und Bewertung des
Nitratbelastungsrisikos für das Grundwasser im
landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet der
Trinkwasserfassung Jahna-Aue“**

Anhang zur Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor agriculturarum (Dr. agr.)

vorgelegt von:

Dipl.-Ing. Stefan Fiedler
geb. am 22. 02. 1975 in Wismar

Gutachter: Prof. Dr. R. Meißner
Prof. Dr. H. Borg
Prof. Dr. B. Scheffer

Eingereicht am: 17. 01. 2005
Verteidigung am: 30. 05. 2005

Halle/Saale 2005

Anhang

1. Fruchtfolge
2. Wasseranalytik
3. Probenahme-Protokoll
4. Modellbeschreibung – Piston-Flow-, Exponential- und Dispersionsmodell
5. Grundwasseralter
6. k_f -Werte
7. Aufbau und Probenahmetechnik der Messplätze
8. Boden- und Bodenwasserhaushaltsparameter
9. Eingangsdaten für das mRisk-N Modell
10. Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue I und II von 1992 - 2004 bzw. 1992 - 2001
11. Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue I 2002 - 2004
12. Isotope in Grund- und Oberflächenwasser
13. Ionen und DOC in Grund- und Oberflächenwasser
14. Karten der Flächenbilanzen des Stickstoffs
15. Ionen des Bodens
16. Tabellen C_t und N_t des Bodens
17. Bodenfeuchteentwicklung an den Messplätzen von 2002 - 2004
18. Bodenfeuchteentwicklung an den Messplätzen nach Starkniederschlag im August 2002
19. Vergleich simulierte und gemessene Bodenfeuchte
20. Isotope im Sickerwasser
21. Ionen im Sickerwasser
22. Materialeigenschaften GMS
23. Bilddokumentation Bohrkern
24. Bilddokumentation Bau Messplätze
25. Bilddokumentation Ausbau Messplätze

Anhang 1

Fruchtfolge

Anhang 1: Fruchtfolge

Jahr	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	
Schlag																												
1	Hafer	WG	ZR	WW	WG	Kohl	WW	ZR	WW	Kohl	WW	WG	Kart	WW														
2	WG	ZR	Kohl	Kohl	WW	ZR	Kohl	WW	WG	ZR	Gem	WW	WG	ZR														
3	WG	ZR	Kohl	Kohl	Kohl	Kohl	ZR	AB	WW	WG	HG	SG	SIM	WG	Gem	SIM	ZR	WRaps	Erbsen	WW	Dinkel	Erbsen	WG	Klee	Erbsen	WW	Erbsen	
4	WG	WW	ZR	Gem	Gem	SG	Grünl	WG	Gem	SiM	WW	WG	SiM															
5	WG	WW	ZR	Gem	Gem	SG	Grünl	WG	Gem	WW	ZR	WW	WG	SIM														
7	WG	ZR	Kohl	Grünl	Grünl	SG	AB	AB	WW	SIM	WW	SIM	Luz															
8	WG	ZR	Kohl	Kohl	WW	Kohl	WW	WG	ZR	WW	WG	Luz	Luz															
10	Luz	Luz	Kart	WW	WG	ZR	WW	Gem	WW	WG	ZR	Gem	Grünl	Kart	WW	WG	WRaps	WW	WG	WR	WRaps	WW	WG	WRaps	WW	Erbsen	WW	
11	Luz	Luz	Kart	WW	WG	ZR	WW	Gem	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	WW	Kart	WW	WG	Kart	WR	WW	ZR	WR	WW	Grünlan	WRaps	WW	
12	Luz	Luz	Kart	WW	WG	ZR	WW	WW	SiM	WW	ZR	Gem	Grünl	Kart	WW	WG	WRaps	Sobl	WW	Sobl	WW	ÖLeiner	WW	WRaps	WW	Tritikale	ZR	
13	Luz	Luz	Kart	WW	WG	ZR	WW	WW	SIM	Luz	Luz	WW	Gem	SIM	WW	Kart	WW	Sobl	ÖLeiner	WW	ÖLeine	WW	WR	WW	Titikale	ZR	WW	
14	Gem	Gem	Gem	Gem	WG	Gem	Gem	Gem	SiM	WW	Kart	WW	Gem	Park	Park	Park	Park	Park	Park	Park	Park	Park	Park	Park	Park	Park	Park	Park
15	Luz	Luz	Kart	WW	WG	Gem	Gem	Gem	Gem	WW	Kart	WW	Grünl	Ggeb	Ggeb	Ggeb	Ggeb	Ggebiet	Ggebiet	Ggeb	Ggebie	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet
16	SIM	SIM	Grünl	WW	WG	ZR	WW	Gem	SIM	WW	Kart	WW	WG	SIM	WW	Kart	WW	WG	Kart	WW	WG	WRaps	WW	WG	Kart	WW	WG	
17	WG	ZR	Kohl	SiM	WW	WG	Luz	Luz	Luz	Luz	WW	WG	SiM	WW	WG	Grünl	Grünl	Grünl	Grünlan	Grünlan	Grünl	Grünlan	Grünlan	Grünlan	Grünlan	Grünlan	Grünlan	Grünland
18	WG	ZR	Kohl	Kohl	Kohl	Luz	Luz	Kart	WW	Gem	WW	ZR	WW	WG	Ggeb	Ggeb	Ggebiet	Ggebiet	Ggeb	Ggebie	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet	Ggebiet
19	Grünl	Grünl	Grünl	Sobl	WW	Sobl	WW	KM	Erbsen	WW	WRaps	WW	Erbsen	WW														
20	Grünl	Grünl	Grünl	Grünl	Grünl	Grünlan	Grünlan	Grünl	Grünlan	Grünlan	Grünlan	Grünlan	Grünlan	Grünlan	Grünland													
21	WW	WG	Luz	Luz	Kart	SIM	WW	ZR	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	WW	Kart	WW	WG	ZR	WW	WRaps	Kart	WW	WRaps	Kart	WW	SG	
23	WW	WG	Luz	Luz	Kart	SiM	WW	SiM	WW	WG	ZR	WW	WG	Luz	ZR	WW	Kart	WW	WG	SRap	Kart	WW	ZR	KM	WW	Kart	WW	
24	WW	WG	Luz	Luz	Kart	SIM	WW	SIM	WW	WG	Luz	Luz	WW	WG	SIM	WW	SIM	Grünlan	WW	WG	WRaps	WW	WG	Sobl	WW	Grünlan	Grünland	
25	WW	WG	Luz	Luz	Kart	SIM	WW	SIM	WW	WG	Luz	Luz	WW	SG	Gem	Gem	SIM	Grünlan	WW	WG	WRaps	WW	WG	Sobl	WW	Grünland	Grünland	
26	Luz	Luz	WW	WG	ZR	WW	WG	Kohl	SiM	WW	WG	Klee	WW															
27	Luz	Luz	Kart	WG	ZR	WW	WG	SiM	ZR	WW	WG	Klee	WW															
28	WW	WG	Luz	Luz	Kart	WW	ZR	WW	WG	ZR	WW	WG	Luz															
29	WW	WG	Luz	Luz	Kart	WW	ZR	WW	WG	ZR	WW	WG	Luz															
30	Hafer	WW	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	Luz	Luz	Kart	WW	WG	Gem	SIM	WW	WG	SIM	Kart	WW	WG	Kart	WW	WG	WRaps	WW	Kart	
31	ZR	WW	Kart	WW	WG	ZR	WW	ZR	WW	WG	Klee	WW	WG	Gem	SIM	WW	WG	SIM	Kart	WW	WG	Kart	WW	WG	WRaps	WW	Kart	
32	WW	WG	Luz	SIM	Kart	WW	ZR	WW	SIM	Luz	Luz	SIM	WW	WG	Gem	SIM	Grünl	SIM	WW	WRaps	WG	KM	WW	WG	WRaps	WW	WG	
33	WW	Kart	Luz	SIM	Kart	WW	ZR	WW	SIM	Luz	Luz	SIM	WW	Gem	SG	Kart	SG	SIM	Grünlan	Kart	SIM	WW	Kart	KM	WW	WG	SIM	
35	ZR	WW	WG	Luz	Luz	Kart	SiM	ZR	WW	WG	ZR	WW	Gem	Luz	ZR	WW	WG	ZR	WW	WG	WRaps	WW	WG	WRaps	WW	WG	WRaps	
36	ZR	WW	WG	Luz	Luz	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	Klee	ZR	WW	WG	Kart	WG	SIM	WW	WG	SIM	WW	Kart	SIM	WW	WG	SIM	
37	ZR	WW	WG	Kart	WW	WG	ZR	WW	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	WW	WG	Kart	SiM	WW	WG	WRaps	SIM	WW	WG	WRaps	WW	
38	WW	WG	Luz	SiM	Kart	WW	ZR	WW	WG	Luz	Luz	ZR	WW	WG	SiM	WW	WG	Grünlan	Kart	WG	WRaps	WW	WG	Grünlan	Grünlan	WW	WG	
39	WW	WG	Luz	SIM	Kart	WW	ZR	WW	WG	Kart	WW	ZR	SG	WW	SIM	WW	SIM	WW	WG	ZR	WW	WW	WG	SIM	WW	WG	Grünland	Grünland
40	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	WW	WG	ZR	Klee	Klee	Grünl	Grünl	Grünl	Grünl	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	WW	WG	WRaps	SIM		
41	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	WW	WG	ZR	WW	WG	Klee	SIM	SIM	WW	WG	SIM	WW	Grünl	Grünlan	SIM	WW	WG	SIM	WW	WG	
42	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	SIM	WW	WG	SIM	WW	Grünl	Grünlan	SIM	WW	WG	SIM	WW	WG	WG	
43	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	SiM	WW	WG	ZR	WW	WG	Klee	SIM	SIM	WW	WG	SIM	WW	Grünl	Grünlan	SIM	WW	WG	SIM	WW	WG	
44	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	Klee	WW	Kart	WW	WG	SIM	Grünl	Kart	WW	WG	WRaps	WW	WG	WRaps	
45	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	WW	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	Luz	Luz	Kart	Grünlan	SIM	WW	Kart	WR	WW	WW	WRaps	Kart	WW	WRaps	
46	WW	WG	WG	ZR	WW	WG	Kart	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	Kart														
47	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	SIM	ZR	WW	Kart	SG	WW	SiM	SG	WW	SiM	Erbsen	WR	ZR	SiM	WW	
49	ZR	WG	Kart	WW	WG	SIM	WW	WG	Luz	Luz	SG	WW	WW	WG	SIM	SIM	WW	Grünl	WW	Sobl	WW	Erbsen	WG	WRaps	WW	WG	WRaps	
50	ZR	WG	Grünl	Kart	WW	WG	SIM	SIM	WW	Grünl	SIM	WW	Kart	WRaps	WG	Grünlan	WW	WG	WRaps	WW								
51	ZR	WW	WG	Luz	Luz	Kart	SIM	ZR	WW	SIM	Grünl	Grünl	Grünl	Grünl	Grünl	SIM	SIM	Grünlan	WW	WR	WRaps	WG	Grünlan	Grünlan	Grünlan	Grünland	Grünland	
52	ZR	WW	WG	Luz	Luz	SIM	WW	WW	SiM	WW	WG	SiM	WW	WG	SiM	WW	SG	WW	Grünlan	WW	WR	WRaps	WG	Grünlan	WW	WG	WRaps	
53	Luz	Luz	Kart	WW	WG	ZR	WW	WG	Luz	Luz	Kart	WW	ZR	WW	WG	Kart	WW	WG	WRaps	Kart	WW	WG	WRaps	WW	WG	Kart	WW	
54	Luz	Luz	ZR	WW	WG	Grünl	WW	WG	Luz	Luz	SIM	WW	WG	SIM	WW	WR	Grünl	WG	WRaps	WW	WW	WG	WRaps	WW	WG	WRaps	WW	
55	Luz	Luz	ZR	WW	WG	ZR	WW	WG	Luz	Luz	Kart	WW	ZR	WW	WG	WR	Grünl	WG	WRaps	WW	WW	WG	WRaps	WW	WG	Kart	WW	
56	Luz	Luz	ZR	WW	WG	ZR	WW	WG	Luz	Luz	Kart	WW	WG	Klee	WW	WR	Grünl	WG	WRaps	WW	WW	WG	WRaps	WW	WG	WRaps	WW	
59	Luz	Luz	Kart	WW	WG	ZR	WW	Gem	WW	WG	ZR	Gem	Grünland															
60	WG	ZR	Kohl	Kohl	WW	ZR	Kohl	WW	WG	ZR	Gem	Gem	Gem	SG	WW	WR	Kart	WW	WRaps	WW	ZR	KM	WW	WRaps	Kart	WG	WRaps	
61	WG	WW	ZR	WW	Luz	Gem	Grünl	WG	Gem	WW	ZR	WW	WG	WG	Gem	SIM	Grünl	WW	WG	SRap	WW	WG	Kart	WW	Kart	WW	WRaps	
62	WG	ZR	Kohl	Kohl	Kohl	Kohl	ZR	AB	WW	WG	HG	SG	SIM	WG	Gem	SIM	ZR	WW	WG	SRap	WW	WG	Kart	WW	WRaps	WG	SIM	
64	WG	ZR	Kohl	Grünl	Grünl	Grünl	Grünl	WG	Klee	Klee	WW	SG	SIM	WG	Gem	SIM	Grünl	WW	WG	SRap	WW	WG	Grünlan	WRaps	WW	WG	SIM	

Anhang 2

Wasseranalytik

Analytik der Wasserchemie

Anionen/Kationen

Es wurden die Anionen NO_3^- , NO_2^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} und die Kationen NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} ermittelt. Noch im Feld wurde die Probe über einen 0,45 μm -Celluloseacetatfilter geführt. Die Bestimmung der Ionen erfolgte ionenchromatographisch in einem DIONEX DX-120 (Anionen) bzw. DX-100 (Kationen) Gerätesystem. Bei geringen bis mittel mineralisierten Wässern ist im allgemeinen mit einem relativen Fehler bis maximal 5 % zu rechnen.

Hydrogenkarbonat, gelöstes CO_2

Die Bestimmung der Hydrogenkarbonatkonzentration erfolgte durch Titration der Probe (100 ml) zu $\text{pH} = 4,3$ und $\text{pH} = 8,2$. Dabei entspricht der titrierte m-Wert (Menge 0,1 N HCl zu 100 ml Probe vom Ausgangs-pH-Wert zu $\text{pH} = 4,3$) der Konzentration Hydrogenkarbonat in mmol/l. Der titrierte p-Wert (Menge 0,1 N NaOH zu 100 ml Probe vom Ausgangs-pH-Wert zu $\text{pH} = 8,2$) entspricht der Konzentration an gelöstem Kohlendioxid in mmol/l.

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Der gelöste organische Kohlenstoff (**DOC**) wurde als Maß für das Vorhandensein von organischer Substanz als Nahrungsquelle für potentielle heterotrophe stickstoff- und schwefelumsetzende Bakterien bestimmt. Außerdem erhält man Hinweise auf organische Verunreinigungen des Wassers. Noch im Feld wurde die Probe über einen 0,45 μm -Celluloseacetatfilter geführt. Der gesamte im Wasser enthaltene Kohlenstoff (Total Carbon) wurde durch Verbrennung zu CO_2 oxidiert. Dies und die quantitative Erfassung des CO_2 erfolgte mit dem Gerätesystem Shimadzu 5050. Der anorganische Kohlenstoff (Inorganic Carbon) wurde getrennt bestimmt. Der DOC ergab sich aus der Differenz zwischen anorganischem- und Gesamtkohlenstoff. Alle Proben wurden vierfach gemessen.

$^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ im Nitrat und Ammonium

Unmittelbar nach der Probenahme erfolgte eine Ansäuerung durch Zugabe von 1 ml konzentrierter, N-freier Schwefelsäure. Das in der Probe vorhandene Ammonium wurde im Labor mittels Kjeldahl-Destillation als Ammoniak in 0,1 N Schwefelsäure in Ammoniumsulfat überführt. Enthaltene Nitrat mußte vorher mit Hilfe von Devarda-Legierung in Ammonium umgewandelt und quantitativ abgetrennt werden. Das entstandene

Ammoniumsulfat wurde getrocknet und in on-line Umsetzung am Massenspektrometer (Carlo-Erba-Einheit) in Stickstoffgas überführt. Das $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -Verhältnis wurde im Massenspektrometer (Delta C, Fa. Finnigan MAT) bestimmt. Alle Proben wurden mindestens zweimal gemessen. Das durch arithmetische Mittelung bestimmte Ergebnis weist eine Messunsicherheit von 0,1 ‰ auf.

$^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ im Nitrat

Nach Eluation des Nitrates durch Ionenaustauscher und Umwandlung zu Silbernitrat wurde dieses Silbernitrat mit Graphit durch Hochtemperaturprotolyse unter Bildung von CO_2 umgesetzt. Dieses CO_2 wurde im Massenspektrometer (Delta S, Fa. Finnigan MAT) auf sein $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Verhältnis untersucht. Alle Proben wurden mindestens zweimal gemessen. Das durch arithmetische Mittelung bestimmte Ergebnis weist eine Messunsicherheit von 0,1 ‰ auf.

$^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ im Wasser

Zum Einsatz kam hierbei die Equilibrierungsmethode. Dabei wird der Wasserprobe, die auf einen pH-Wert von 6,5 eingestellt wurde, in einem geschlossenen, evakuierten und thermostatierten System CO_2 zugegeben. Bei 4-stündigem Schütteln der Probengefäße stellt sich zwischen dem Sauerstoff des Wassers und des CO_2 ein Isotopengleichgewicht ein. Anschließend wird das CO_2 im Massenspektrometer (Delta S, Fa. Finnigan MAT) auf sein $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Verhältnis untersucht. Alle Proben wurden mindestens zweimal gemessen. Das durch arithmetische Mittelung bestimmte Ergebnis weist eine Messunsicherheit von 0,1 ‰ auf.

$^2\text{H}/^1\text{H}$ im Wasser

In einer speziellen Vakuumapparatur mit Reaktionsofen wurde das Probenwasser mit Hilfe von Chromium zu Wasserstoff reduziert. Dieser Wasserstoff wurde im Massenspektrometer (Delta S, Fa. Finnigan MAT) auf sein $^2\text{H}/^1\text{H}$ -Verhältnis untersucht. Alle Proben wurden mindestens zweimal gemessen. Das durch arithmetische Mittelung bestimmte Ergebnis weist eine Messunsicherheit von 0,1 ‰ auf.

$^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ im Sulfat

Unmittelbar nach der Probenahme wurde zur Unterdrückung der mikrobiellen Aktivität je Liter Probe 1 ml Chloroform gegeben. Das vorhandene Sulfid wurde durch Zugabe von Zinkacetat als Zinksulfid ausgefällt. Im Labor wurde die Probe filtriert und langsam erwärmt. Der pH-Wert wurde auf 3,5 bis 4,0 eingestellt, Bariumchlorid wurde im Überschuss

zugegeben. Nun wurde die Lösung für 3 bis 4 Stunden auf 70 °C erhitzt und über Nacht abgekühlt. Das entstandene Bariumsulfat wurde abfiltriert, getrocknet, bei 1000 °C verascht und gewogen. Die Messung des Isotopenverhältnisses erfolgt durch thermische Zersetzung des Bariumsulfates online in dem IRMS (Isotopenverhältnis-Massenspektrometer) Gerätesystem Delta S. Alle Proben wurden mindestens zweimal gemessen. Das durch arithmetische Mittelung bestimmte Ergebnis weist eine Messunsicherheit von 0,3 ‰ auf.

¹³C/¹²C im DIC

Der im Wasser enthaltene gelöste anorganische Kohlenstoff (DIC) wurde im Feld durch Zugabe einer entsprechenden Menge Bariumhydroxid-Lösung ausgefällt. Der Karbonatniederschlag wurde im Labor durch Filtration separiert, mit destilliertem Wasser neutral gewaschen, getrocknet und gewogen. Anschließend wurde das Bariumkarbonat zu Kohlendioxid umgesetzt. Dies geschah unter Vakuum in einem Reaktionsgefäß mit zwei Schenkeln, gefüllt mit Bariumkarbonat einerseits und 100%-iger Phosphorsäure andererseits. Das Reaktionsgefäß wurde evakuiert und 30 min auf 50 °C erhitzt. Nun wurde durch Schwenken des Reaktionsgefäßes die Probe mit der Phosphorsäure vermischt und CO₂, Messgas für die Isotopenanalyse, freigesetzt. Nachdem das Kohlendioxid kryogen unter Vakuum gereinigt wurde, erfolgte die Isotopenanalyse im Massenspektrometer. Alle Proben wurden mindestens zweimal gemessen. Das durch arithmetische Mittelung bestimmte Ergebnis weist eine Messunsicherheit von 0,1 ‰ auf.

Tritium ³H.

Die Bestimmung der Tritiumkonzentrationen in den Wasserproben erfolgte über partielle elektrolytische Anreicherung des Tritiums. Dazu wurden 250 ml Probe unter Zugabe von Natriumperoxid in Edelstahlzellen mit Weichstahlkatode um den Faktor 15 bis 18 elektrolytisch angereichert und mittels Flüssigszintillationsspektrometer Quantalus 1220 der Firma EG&G WALLAC (Turku, Finnland) über 1000 min detektiert. Die Konzentrationsangabe erfolgt in TU (tritium units) mit einer Nachweisgrenze von 0,5 TU. Der Messfehler ist ≤10 % (2s).

Helium ³He, ⁴He

Aus der mit Überdruck in einem Messingrohr genommene Wasserprobe werden mit Hilfe der Vakuum-Kryotechnik die Edelgaskomponenten freigesetzt, welche durch Massenspektrometrie bestimmt werden.

Anhang 3

Probenahme-Protokoll

Anhang 3: Probenahmeprotokoll

Pr.-Nr.	
----------------	--

Probenahmedaten

Datum	
Zeit	
Ort	
Meßstelle	
Teufe	
Filter	
RW	
HW	

Pr.-Nehmer	
Bemerkungen	
Probenart	
Entnahme	
Fördermenge	
Wsp-ROK -B.	
Wsp-ROK -E.	

Bearbeitung

Isotope	Chemie	Org. Chemie
H-2/O-18	Kationen	
Tritium	Anionen	
C-13-DIC	Fe ges	
N-15-NH4	AOX	
N-15-Nitrat	CSB	
O-18-Nitrat	DOC	
S-34-SO4	Fe ges	
O-18-SO4	AOX	
S-34-Sulfid	CSB	
	DOC	

Feldparameter

	T °C	el. LF mS/cm	pH	O2 mg/l	Redox mV	m-Wert	p-Wert
Beginn							
Ende							

Anhang 4

Modellbeschreibung – Piston-Flow-, Exponential- und Dispersionsmodell

Modellbeschreibung – Piston-Flow-, Exponential- und Dispersionsmodell

Piston-Flow-Modell

Beim Piston-Flow-Modell wird angenommen, dass erstens eine lokal eng begrenzte Infiltrationsstelle vorhanden ist, zweitens nur die radioaktive Umwandlung auf die Entwicklung der Radionuklid-Aktivität Einfluss nimmt, drittens keine Durchmischung und Verdünnung stattfindet und sich viertens alle Teilchen ausschließlich konvektiv bewegen (RICHTER & SYMCZAK, 1992; DVWK, 1995; MALOSZEWSKI & ZUBER, 1996).

Exponentialmodell

Das Exponentialmodell geht von einer exponentiellen Verteilung der individuellen Verweilzeiten der Wasserteilchen im Vertikalprofil von Aquiferen aus (DVWK, 1995), d.h. jüngere Komponenten erhalten in der Altersstruktur des geförderten Wassers ein exponentiell stärkeres Gewicht (RICHTER & SYMCZAK, 1992). Es berücksichtigt auch unendlich alte Komponenten im Wasser und geht davon aus, dass die Strömungsgeschwindigkeit bei konstantem Querschnitt zum Brunnen hin linear zunimmt (RICHTER & SYMCZAK, 1992). Schaltet man das Piston-Flow-Modell und das Exponentialmodell in Reihe, wird durch das Piston-Flow-Modell die durchmischungslose vertikale Versickerung durch die ungesättigte Bodenzone simuliert und durch das Exponentialmodell der Transport im Grundwasser. Die gekoppelten Teilmodelle wurden mit einem Volumenanteil von 20 %, 50 % und 80 % des Exponentialmodells gerechnet.

Dispersionsmodell

Das Dispersionsmodell berücksichtigt, im Gegensatz zu den voran beschriebenen Modellen, die während eines Transportvorgangs auftretende Dispersion. Die Wichtungsfunktion dieses Modells ist stark vom Dispersionsparameter abhängig. Je kleiner dieser wird, desto geringer ist der Einfluss der hydrodynamischen Dispersion auf die Tracerausbreitung (MALOSZEWSKI & ZUBER, 1996). Nach aller praktischen Erfahrung nimmt der Dispersionsparameter am häufigsten Werte zwischen 0,1 und 0,3 ein (DVWK, 1995). Es wurde mit den Parametern 0,001, 0,1 und 1 gerechnet.

Anhang 5

Grundwasseralter

Anhang 5 Grundwasseralter

Eine Methode zur Altersbestimmung und zur Ermittlung der Jungwasseranteile ist die Auswertung kombinierter Tritium- und FCKW-Messungen. Es wurden Daten von (G.E.O.S., 1999) und das Programm MULTIS (RICHTER & SYMCZAK, 1992) benutzt, welches isotopenhydrogeologische Daten auf der Grundlage gekoppelter konzeptioneller Boxmodelle auswertet. Diese Modelle ignorieren räumliche Variationen und der ganze Aquifer wird als homogen angenommen. Einflüsse wie Retardation, Sorption, Abbau usw. werden nicht berücksichtigt.

MULTIS kann u.a. Tritiummesswerte und darüber hinaus Daten eines nutzerdefinierten Tracers auswerten, in diesem Falle die FCKW Spezies F11, F12, F113 sowie $^3\text{H}+^3\text{He}$.

Mit Hilfe dieses Modells wurde zunächst aus bekannten Tritium- (IAEA/WMO-GNIP Daten der UFZ Wetterstation Leipzig) und FCKW-Werten (OSTER ET AL., 1996) des Niederschlags die Wertpaare für Tritium und die entsprechende FCKW Spezies im Grundwasser für die letzten 50 Jahre ermittelt. Dabei wurde Tritium in Verbindung mit dem tritiogenen ^3He als stabiler Tracer betrachtet. Diese wurden in Form einer Kurve in ein Excel-Diagramm übertragen. Die Werte dieser Kurve entsprechen einem Grundwasser welches zu 100 % aus der jungen Grundwasserkomponente besteht. Nimmt man jeweils 75 %, 50 % oder 25 % der Wertepaare erhält man Kurven für die entsprechenden Mischungsverhältnisse zwischen junger und alter Grundwasserkomponente. Trägt man nun die gemessenen Wertepaare in das Diagramm ein, kann man die Jungwasseranteile der einzelnen Proben bzw. Probenahmestellen ablesen. Zieht man eine Linie zwischen dem Nullpunkt und dem gemessenen Punkt und verlängert diese auf die 100 % Kurve, kann man das Alter, bzw. die mittlere Verweilzeit des Jungwassers ablesen.

Da das genaue Fließverhalten des Grundwassers nicht bekannt ist, wurde die Kurve für verschiedene Modellannahmen berechnet, zum einen mit einem in Reihe geschaltetem Exponentialmodell und Pistonflowmodell (die gekoppelten Teilmodelle wurden mit einem Volumenanteil von 20 %, 50 % und 80 % des Exponentialmodells gerechnet) und zum anderen mit einem Dispersionsmodell (mit Dispersionsparametern von 0,001, 0,1 und 1). Dem Dispersionsmodell mit dem Dispersionsparameter 0,1 wurde das größte Vertrauen entgegengebracht, da dieses schon bei der Auswertung der Tritiumreihen die besten Ergebnisse lieferte.

Anhang 5 Grundwasseralter

Die Diagramme sind im folgenden zu finden und am Ende sind die Resultate in einer Tabelle zusammengefasst.

Vorher war es allerdings notwendig, die FCKW-Spezies auf eventuelle Überhöhungen zu überprüfen. Dazu wurden die einzelnen Spezies unter Zugrundelegung des Dispersionsmodell (Dispersionsparameter 0,1) gegeneinander aufgetragen. Es wird davon ausgegangen, dass es sich um eine Mischung von verschieden alten Grundwasserkomponenten mit einem natürlichen FCKW-Input handelt. Die blaue Linie entspricht dem jeweiligen FCKW-Gehalt des Grundwassers mit einem bestimmten Alter. Zieht man eine Linie zwischen jüngster und ältester Grundwasserkomponente (entspricht Mischungsgerade) erhält man einen Bereich (gelb in Abb.1 bis 3) in dem sich die natürlichen FCKW-Werte befinden können. Alle Werte die außerhalb des gelb markierten Bereichs liegen, sind Überhöhungen und somit für die Altersbestimmung irrelevant.

Anhang 5 Grundwasseralter

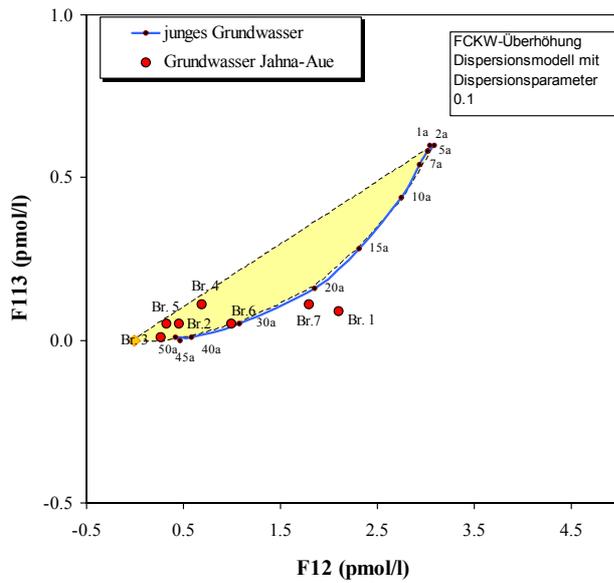


Abb. 1: Diagramm F12 zu F113

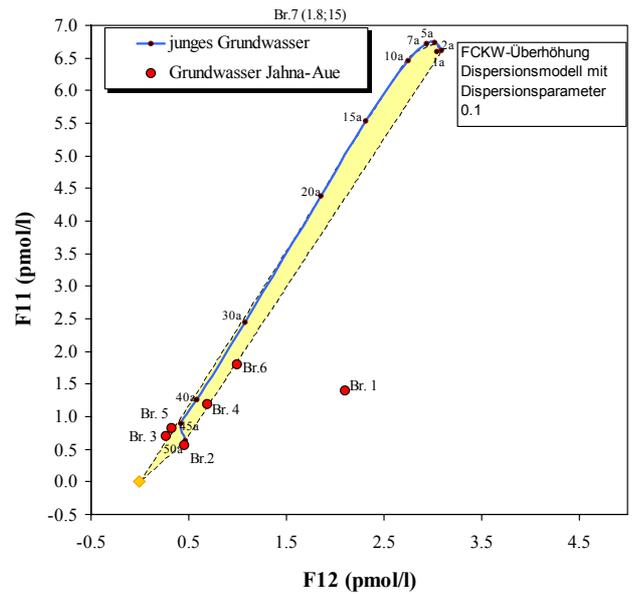


Abb. 2: Diagramm F12 zu F11

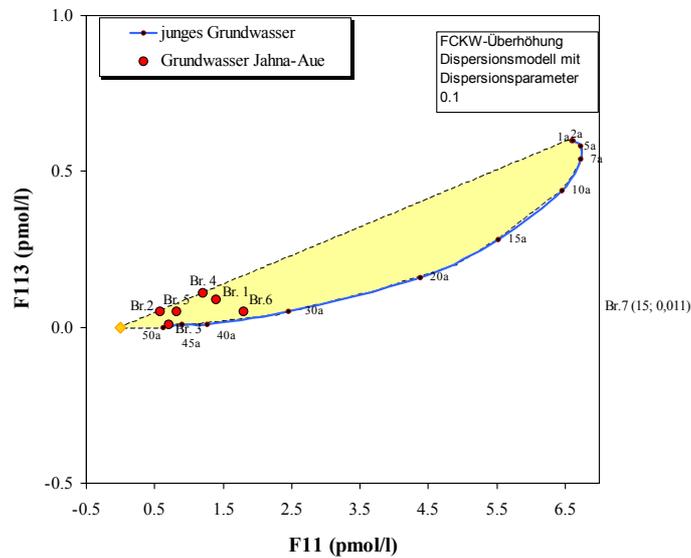
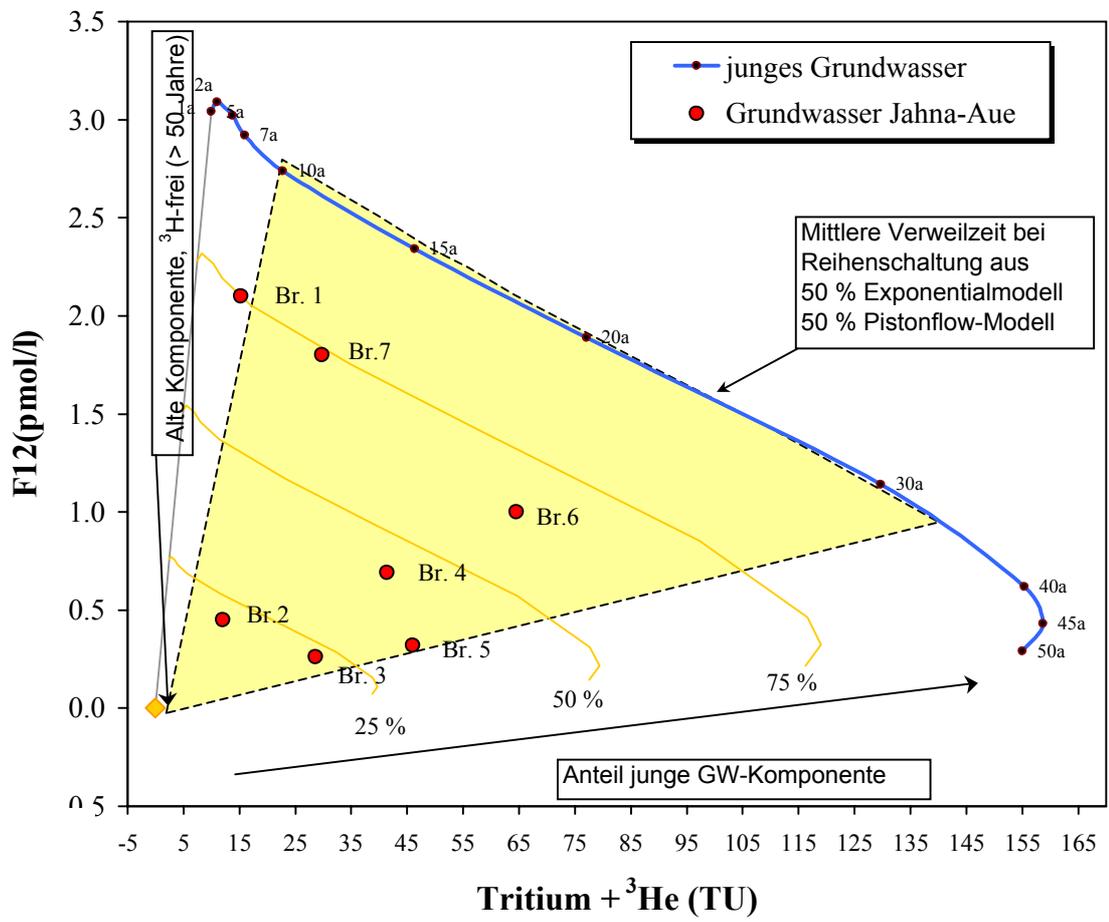
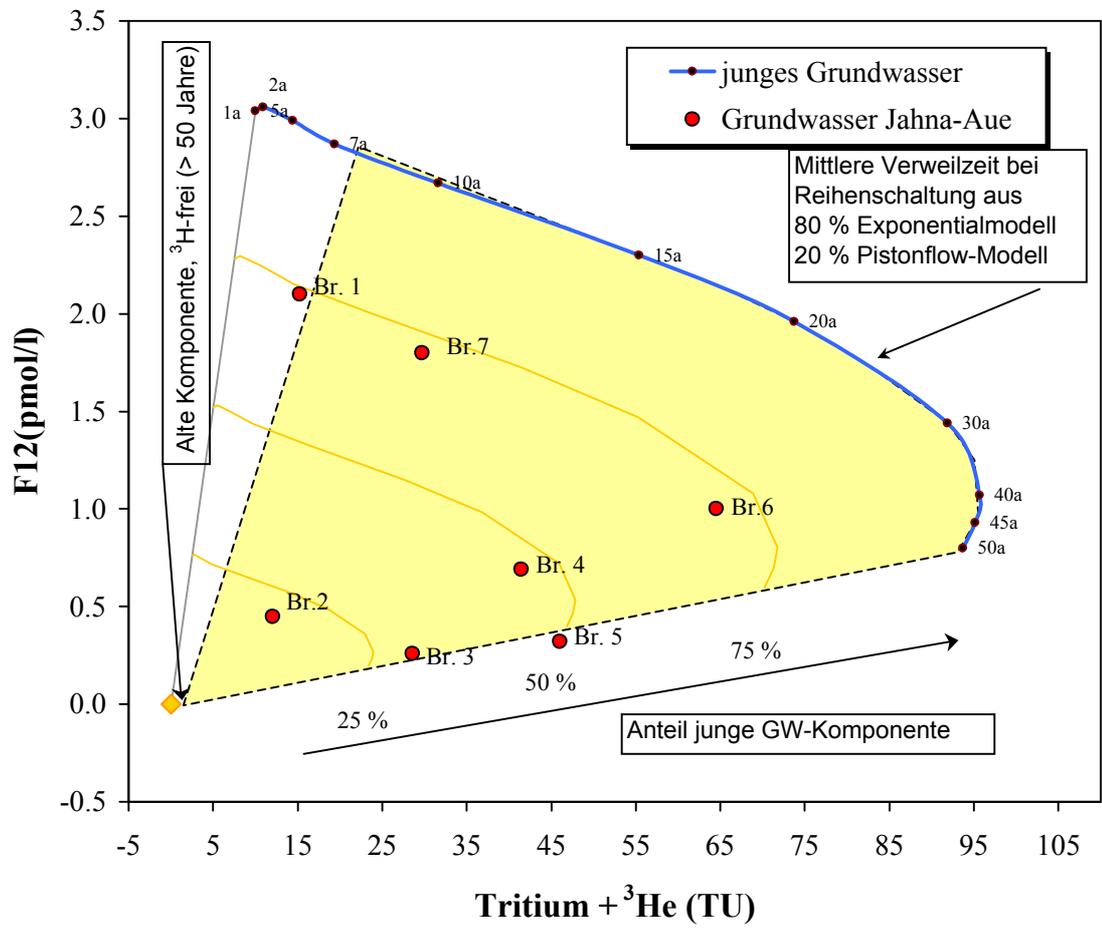
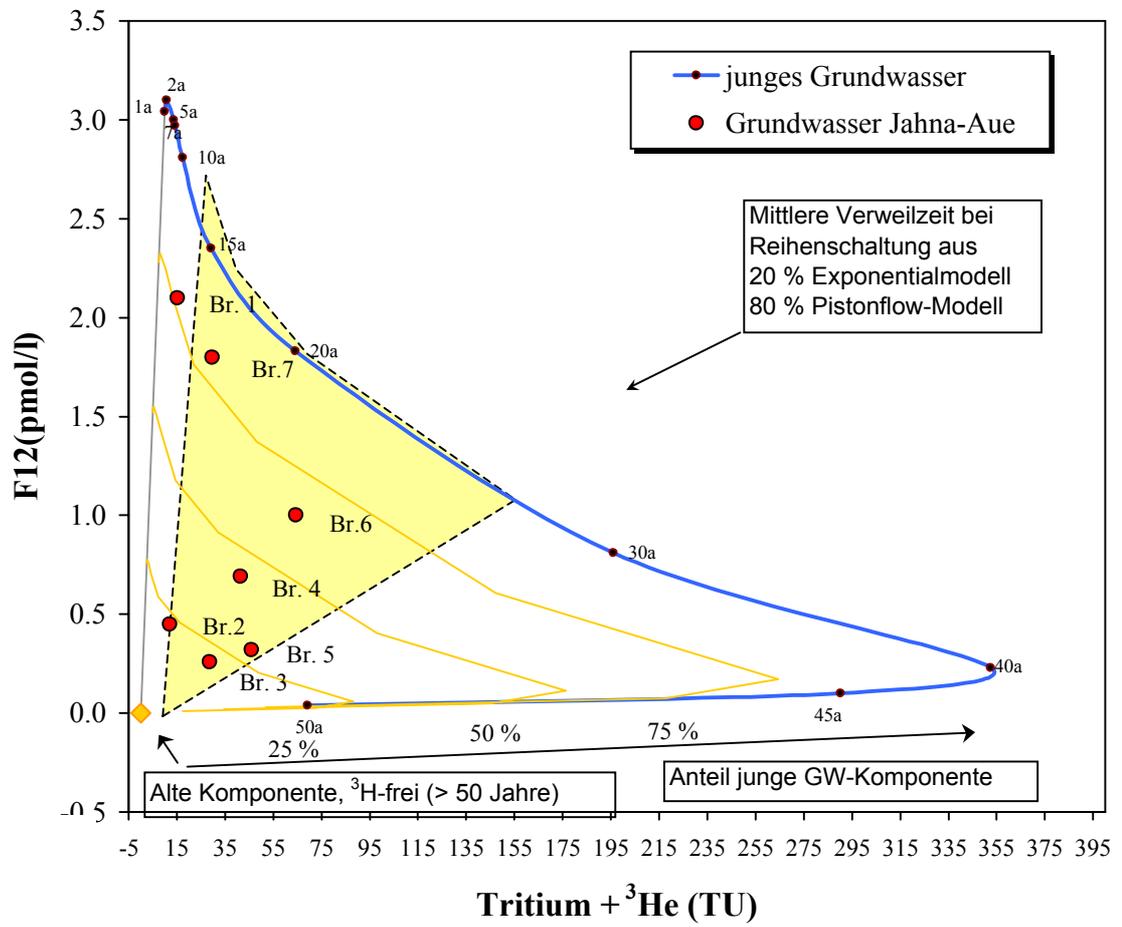


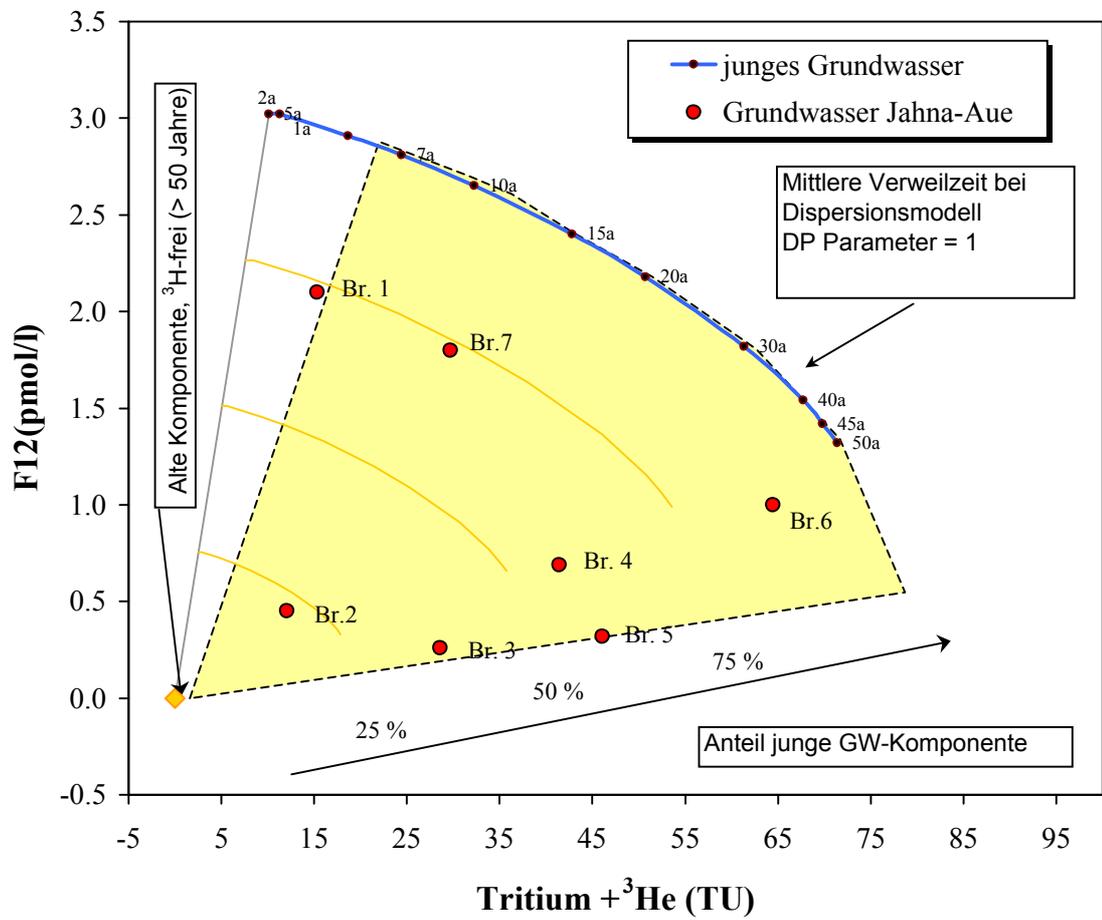
Abb. 3: Diagramm F11 zu F113

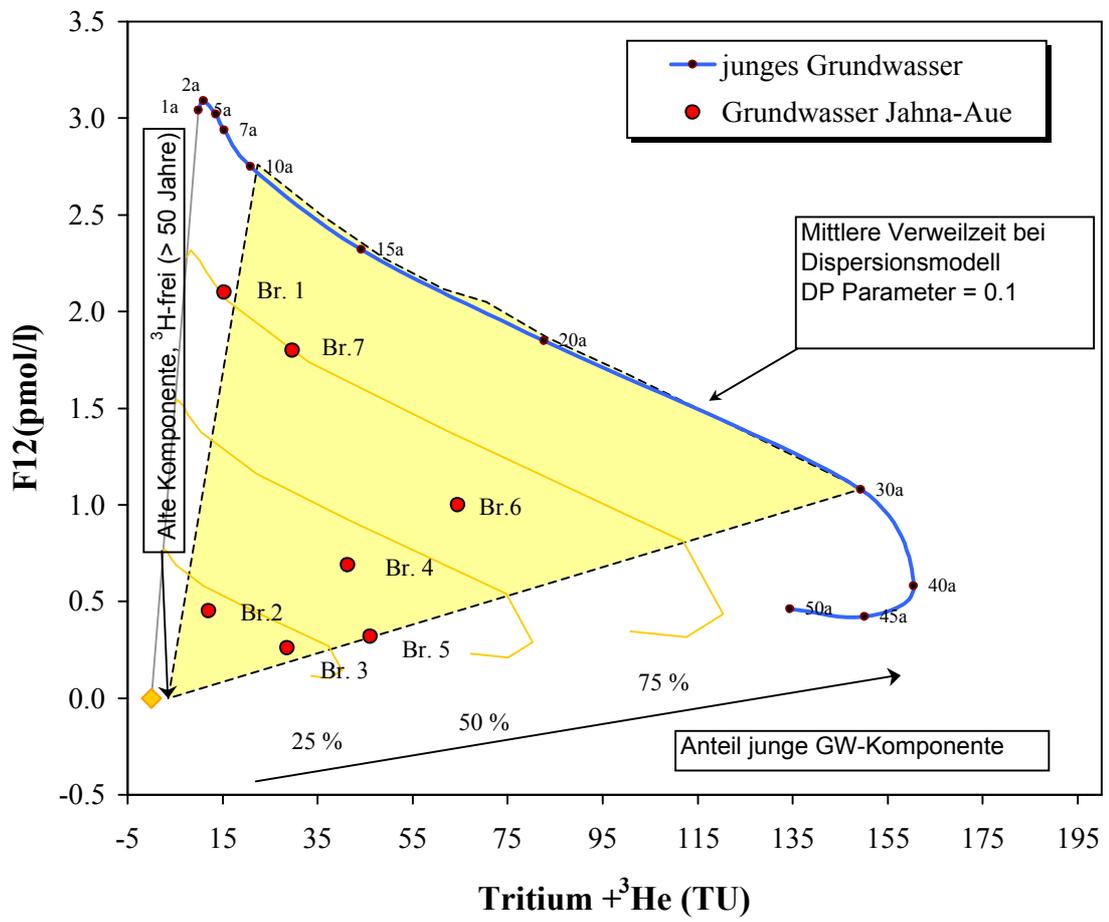
Die Abb. 1 bis 3 zeigen, dass bei Brunnen 7 eine starke F11 Überhöhung und eine leichte F12 Überhöhung auftritt. Auch bei Brunnen 1 ist eine F12 Überhöhung zu erkennen. Diese FCKW-Spezies werden also bei der Beurteilung der Jungwasseranteile und dessen Alter für die beiden genannten Brunnen nicht berücksichtigt.

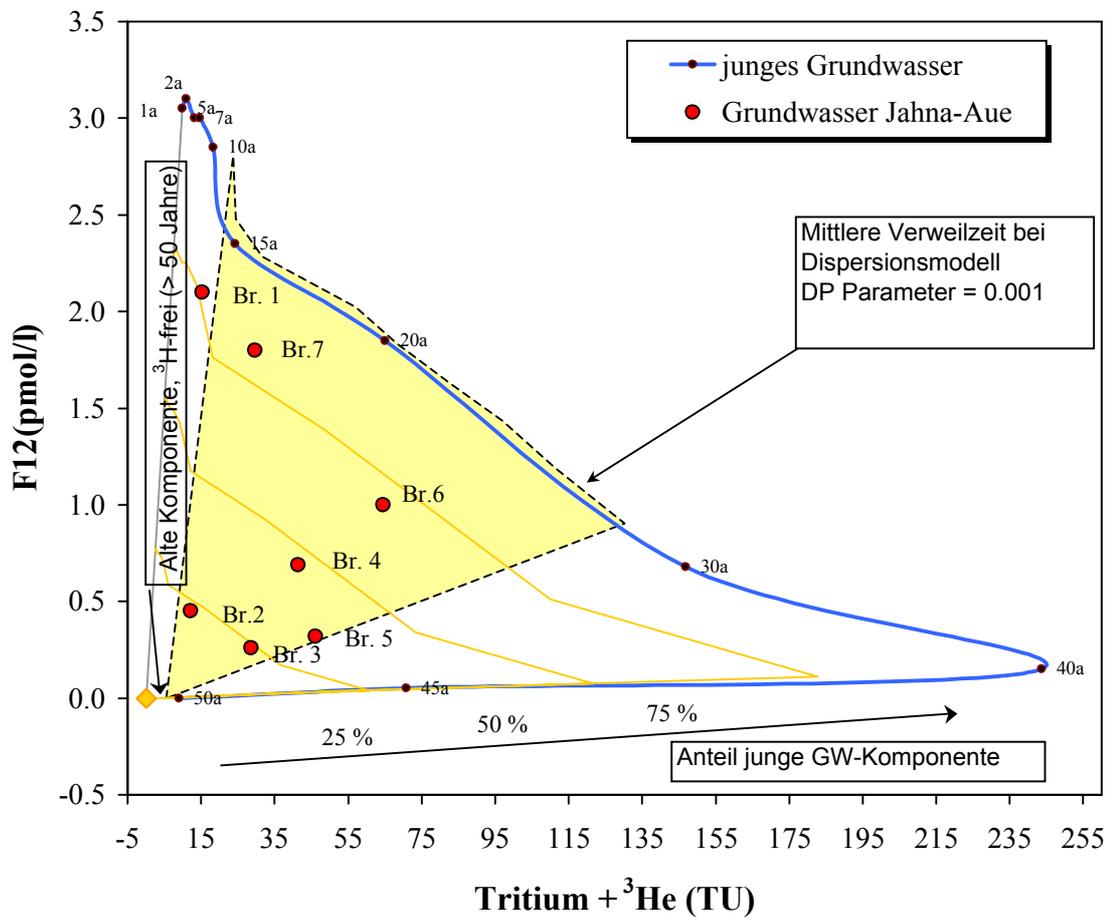


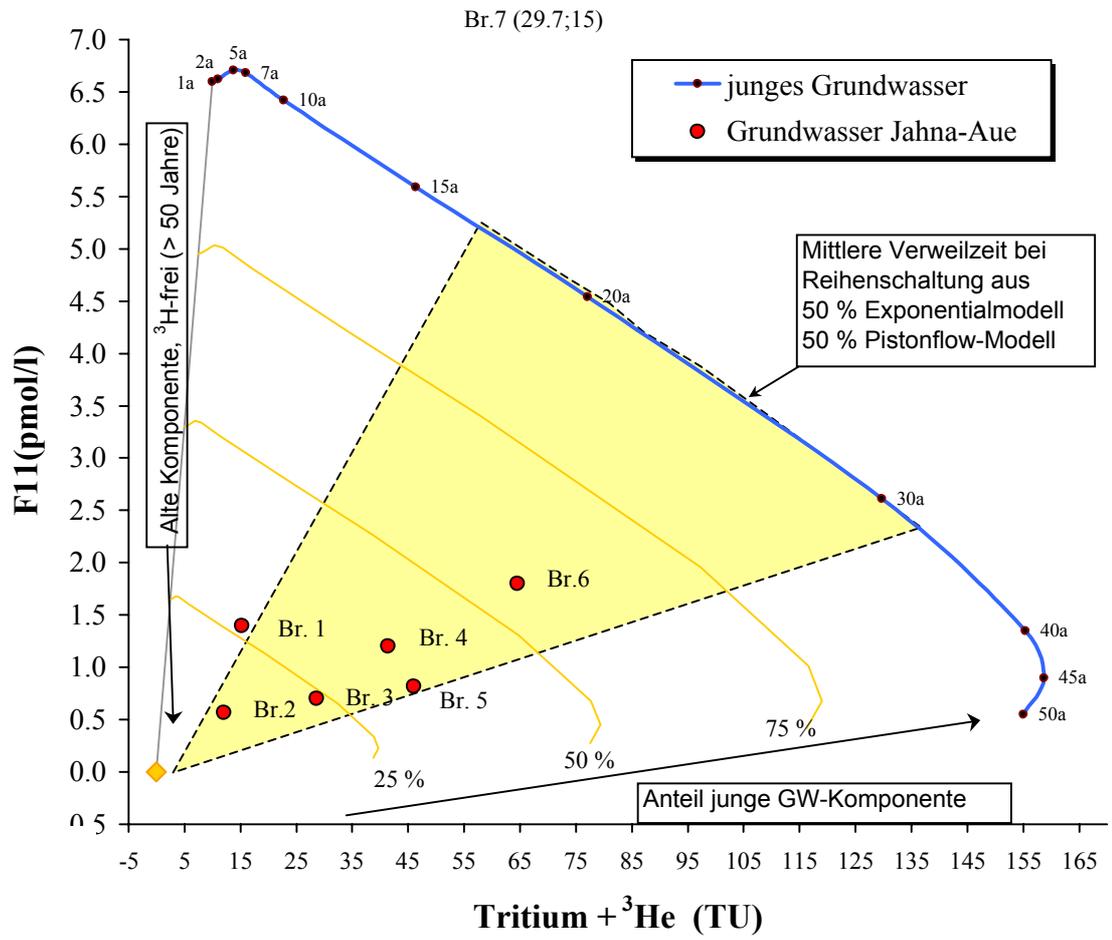


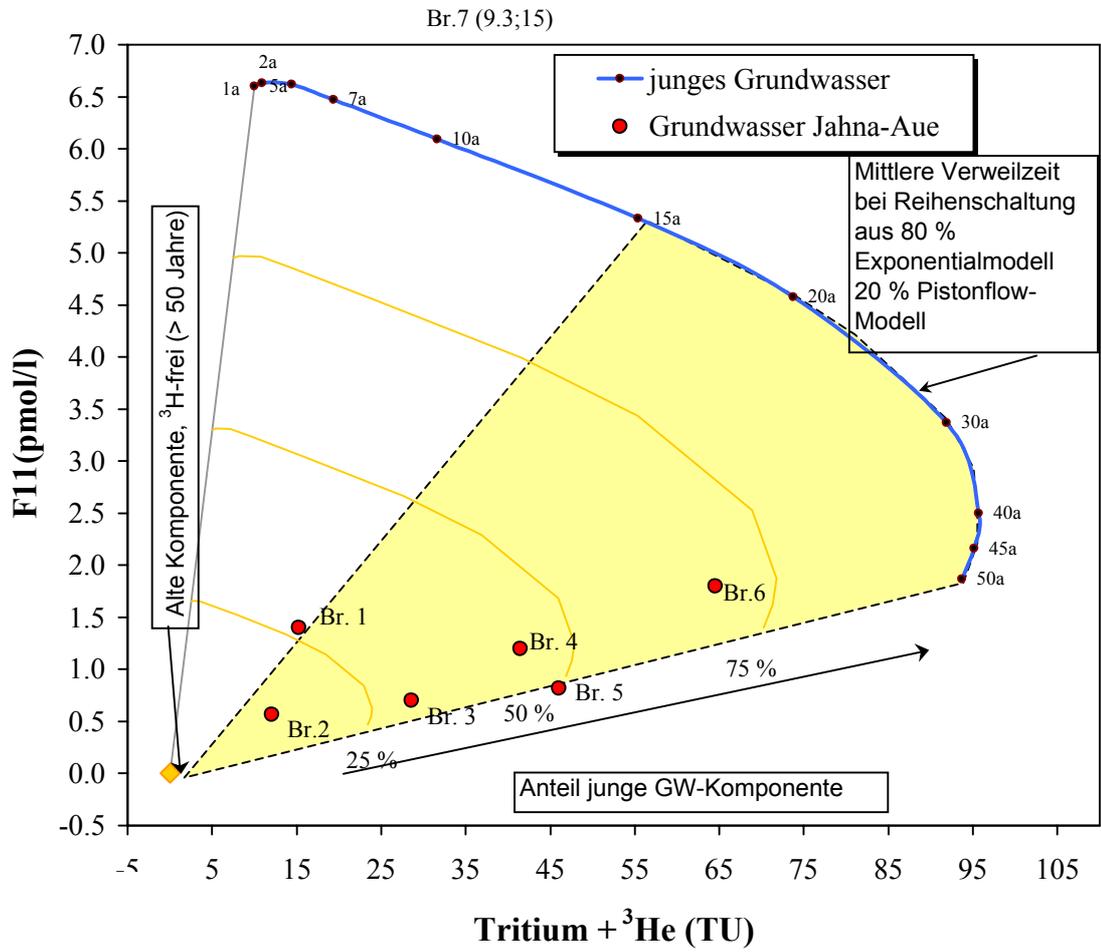


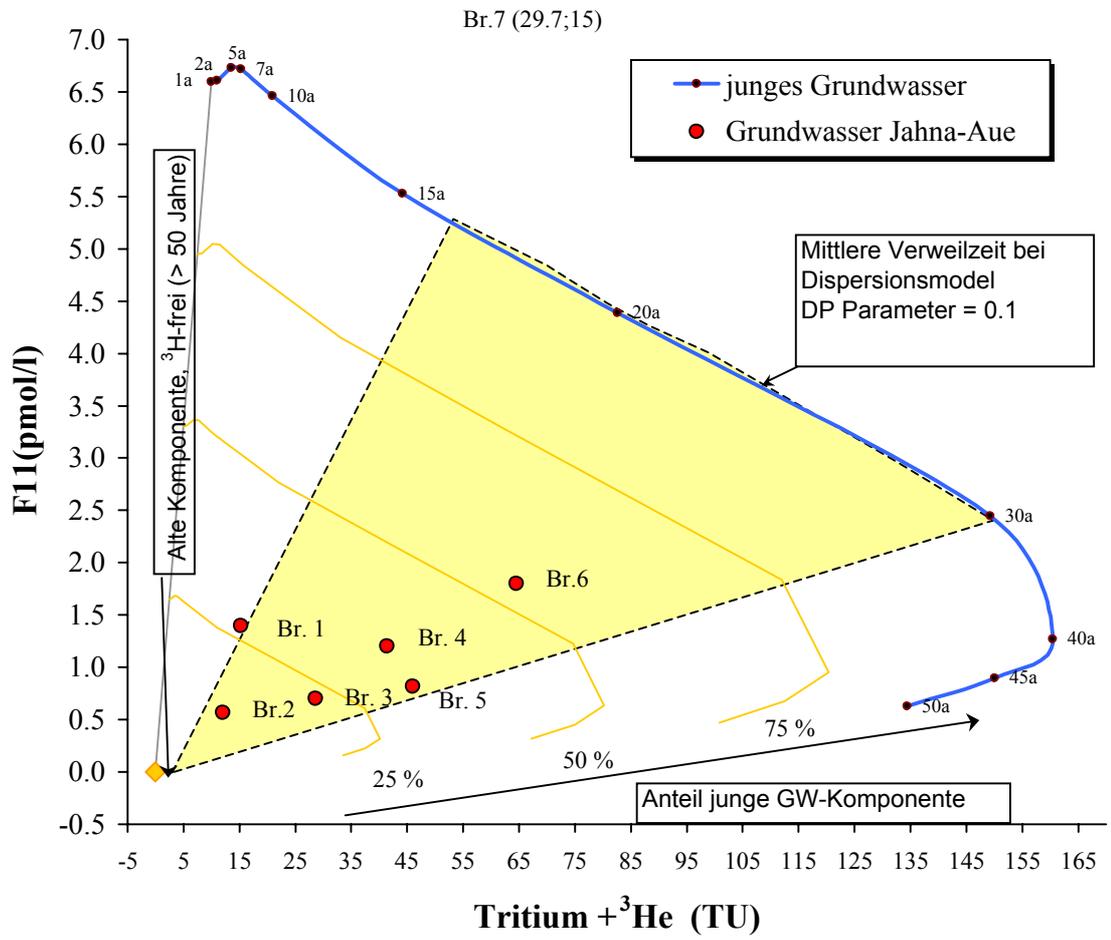


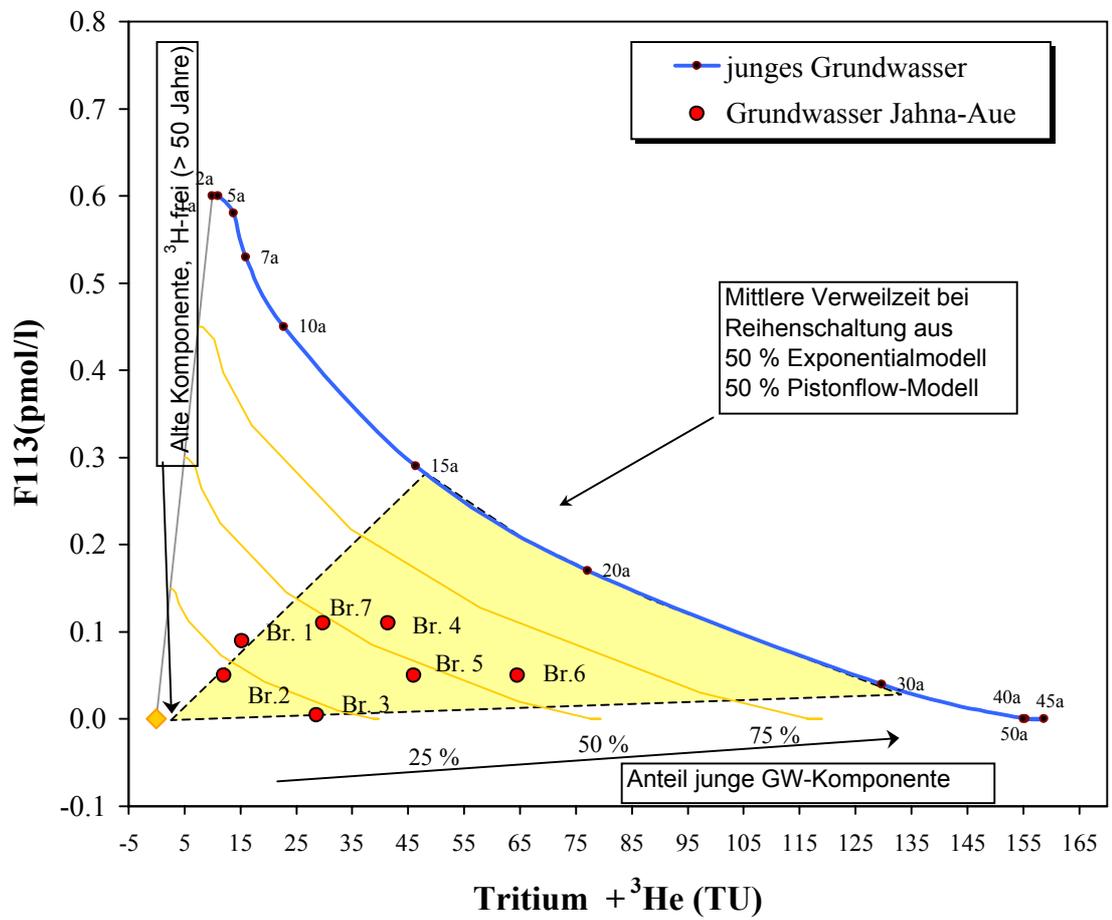


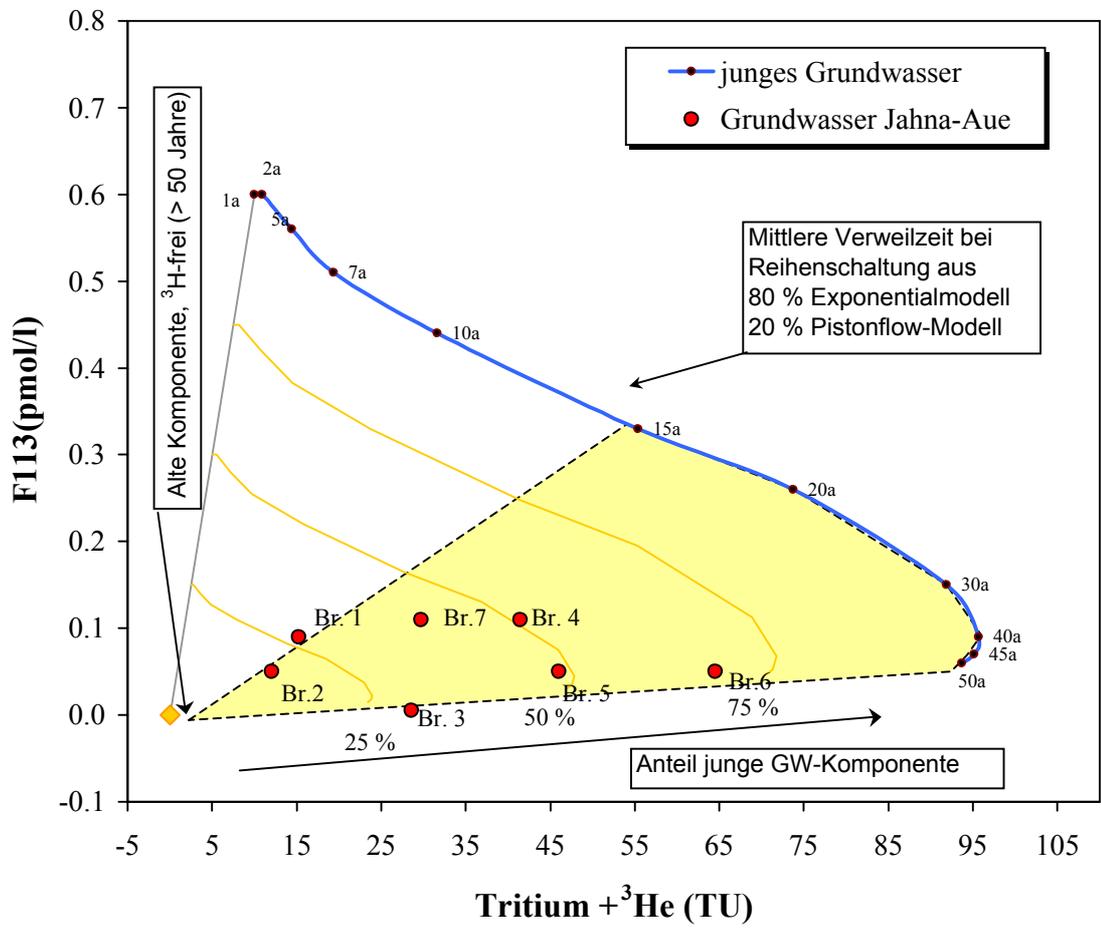


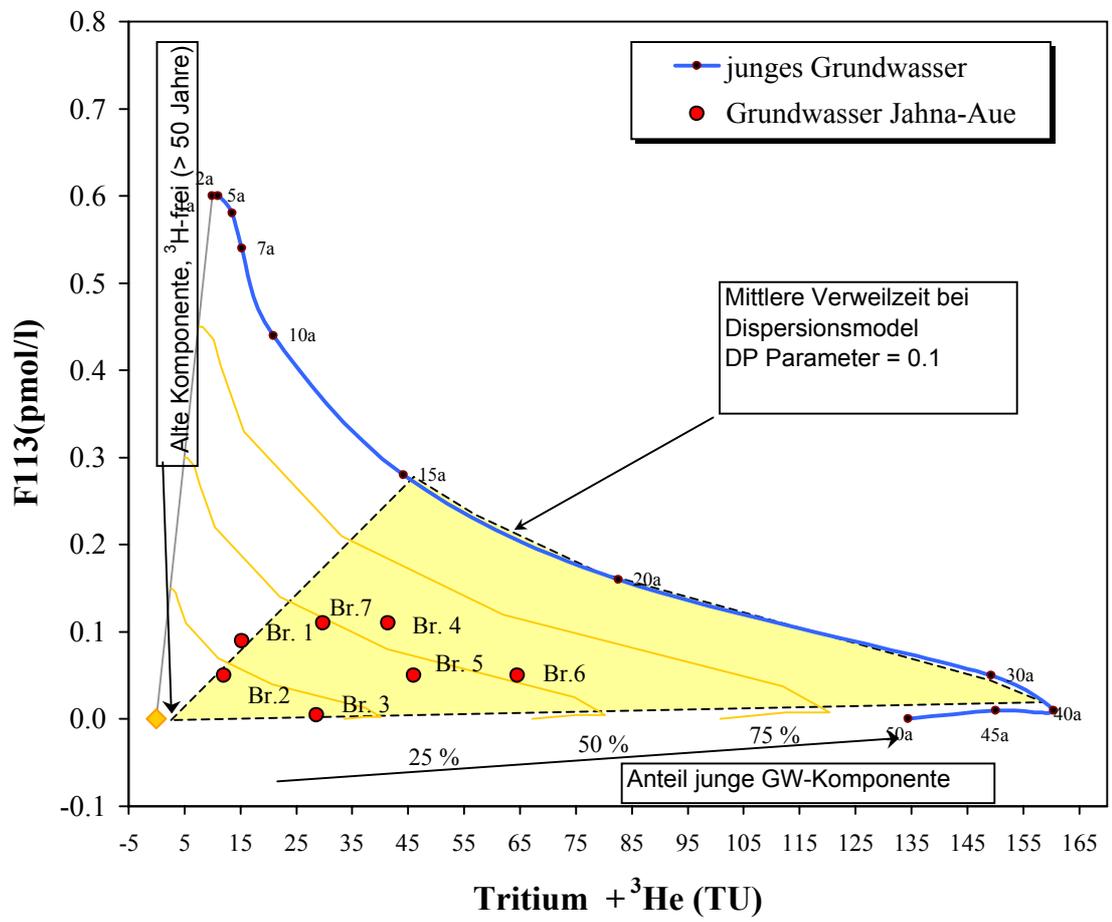












Anhang 5: Grundwasseralter

Tritium+He

JW	Alter Anteil	F12						F11			F113			Mittelwerte	Heliumalter	Tritiumreihe
		EM50PM50	EM80PM20	EM20PM80	Disp1	Disp0.1	Disp0.001	EM50PM50	EM80PM20	Disp0.1	EM50PM50	EM80PM20	Disp0.1			
Br1								16	15	16	15	14	15	15.17	13	35-37
Br2		16	15	18	20	15	17	26	26	27	32	26	30	27.83		25-30
Br3		23	22	24	23	23	24	13	13	12	22	20	23	20.17		
		29	50	25	>50	27	27	28	40	27	31	50	35	33.55	40	
Br4		24	30	21	37	23	25	24	30	23	24	30	22	26.08		
		24	30	23	>50	22	23	26	37	26	19	23	18	24.64	35	
Br5		43	46	45	55	42	43	38	45	37	57	50	55	46.33		
		31	50	27	>50	30	28	31	50	30	24	39	23	33.00	40	
Br6		35	50	28	60	30	35	37	50	30	46	49	45	41.25		
		24	30	23	>50	23	24	25	38	26	27	45	25	28.18	44	
Br7		65	70	65	88	63	70	56	70	55	57	70	51	65.00		
											17	19	17	17.67	22	40-47
											49	40	49	46.00		50-60

EM50PM50 - in Reihe geschaltetes Exponentialmodell und Pistonflowmodell mit 50%igen Anteil des Exponentialmodells

EM80PM20 - in Reihe geschaltetes Exponentialmodell und Pistonflowmodell mit 80%igen Anteil des Exponentialmodells

EM20PM80 - in Reihe geschaltetes Exponentialmodell und Pistonflowmodell mit 20%igen Anteil des Exponentialmodells

Disp1 - Dispersionsmodell mit Dispersionsparameter 1

Disp0.1 - Dispersionsmodell mit Dispersionsparameter 0.1

Disp0.001 - Dispersionsmodell mit Dispersionsparameter 0.001

Anhang 6

k_f -Werte

k_f-Wert

Methode

Der k_f-Wert wird in der DIN 4049 Teil 3 als Durchlässigkeit bezeichnet und dem Begriff der hydraulischen Leitfähigkeit gleichgesetzt. Er ist der Proportionalitätsfaktor der als DARCY'sches Gesetz bekannten Funktion:

$$Q = k_f \cdot I \cdot A$$

Q - Volumenstrom in [m³/s]
I - Hydraulischer Gradient, Gefälle
A - durchflossener Querschnitt in [m²]
k_f - hydraulische Leitfähigkeit in [m/s]

und beschreibt die Eigenschaft eines Stoffes, von Wasser durchdrungen zu werden. Dieser Wert ist eine Konstante, deren Dimension die Dimensionsgleichheit auf beiden Seiten der Gleichung herstellt (KRUMSIEK & NEUMANN, 2000).

Die Wasserleitfähigkeit wird wesentlich von der Anzahl, Größe und Form der Poren beeinflusst. Dieser Zusammenhang wird in der HAGEN-POISEUILLESchen Gleichung beschrieben:

$$Q = \frac{\pi r^4 \Delta \psi}{8 \eta l}$$

Q - Volumenstrom
r - Radius der Poren oder Kapillardurchmesser
 $\Delta \psi$ - hydraulische Potentialdifferenz
 η - dynamische Viskosität
l - Fließstrecke

Die Gleichung zeigt, dass Q sehr stark von r abhängt. Infolgedessen besteht eine enge Beziehung zwischen Porengrößenverteilung und damit auch der Körnung des Bodens und seiner Wasserleitfähigkeit. Man kann daher auch die Wasserleitfähigkeit bei Sanden aus der Körnung berechnen (SCHACHTSCHABEL ET AL., 1998). Dafür gibt es verschiedene Näherungsformeln (Tab. 1) bei denen die Werte d₁₀ bzw. d₆₀ eine besondere Rolle spielen. Sie geben die Korngröße an, bei der die Kornsummenkurve die 10 %-, bzw. die 60 %-Linie schneidet. Das Verhältnis d₆₀/d₁₀ ist die Ungleichförmigkeitszahl U.

Anhang 6
k_f-Werte

Tab. 1: Indirekte Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit (nach DYCK & PESCHKE, 1989)

	Gleichung	Bedingung												
nach BEYER	$k_f = C d_{10}^2$ <table style="margin-left: 20px;"> <tr> <td>C</td> <td>U</td> </tr> <tr> <td>0,011</td> <td>1 - 1,9</td> </tr> <tr> <td>0,010</td> <td>2 - 2,9</td> </tr> <tr> <td>0,009</td> <td>3 - 4,9</td> </tr> <tr> <td>0,008</td> <td>5 - 9,9</td> </tr> <tr> <td>0,007</td> <td>10 - 20</td> </tr> </table>	C	U	0,011	1 - 1,9	0,010	2 - 2,9	0,009	3 - 4,9	0,008	5 - 9,9	0,007	10 - 20	$1 \leq U \leq 20$ $d_{60} < 0,6$ $d_{10} > 0,06$
C	U													
0,011	1 - 1,9													
0,010	2 - 2,9													
0,009	3 - 4,9													
0,008	5 - 9,9													
0,007	10 - 20													
nach HAZEN	$k_f = 0,0139 d_{10}^2$ $k_f = 0,0116 d_{10}^2$	$1 \leq U \leq 3$ $3 \leq U \leq 5$												

Auf Grund dieser Zusammenhänge wurden die sandigen Proben nach Trocknung bei 105 °C nach DIN 18123 gesiebt und die entsprechenden Kornsummenkurven ermittelt (siehe unten), aus denen sich nun die k_f-Werte berechnen lassen.

Die Proben, die die oben genannten Voraussetzungen nicht erfüllten, wurden in Zylinder eingebaut um die im DARCY'schem Gesetz genannten Parameter zu bestimmen. Stellt man dieses Gesetz nach k_f um, erhält man:

$$k_f = Q / (I \bullet A)$$

Q - Volumenstrom in [m³/s]
 I - Hydraulischer Gradient, Gefälle (Δh/l)
 Δh - Höhendifferenz [m]
 l - Länge [m]
 A - durchflossener Querschnitt in [m²]
 k_f - hydraulische Leitfähigkeit in [m/s]

Da die Größe des Zylinders bekannt ist, sind der durchflossene Querschnitt A und die durchflossene Strecke l bekannt. Die Zylinder stehen in einem Wasserbecken mit konstantem Wasserspiegel und sind von einer vollständig mit Wasser gefüllten Box umgeben, die oben an einen Schlauch angeschlossen ist. Dieser dient zur Regulierung von Δh (Differenz von Wasserspiegel zu Schlauchende). Die Zylinder werden von unten nach oben durchströmt und die Wassermenge, welche in einer bestimmten Zeit hindurchfließt, wird bestimmt (Q). Damit sind alle Parameter bekannt und der k_f-Wert kann berechnet werden.

Anhang 6
k_r-Werte

Ergebnisse

Tabelle 2: k_r-Werte für MP1

Probe	k _r -gemessen	Hazen	Beyer	Probe	k _r -gemessen	Hazen	Beyer
MP1 0,0-1,0m	6,03E-05			MP1 17,0-18,0m	9,87E-05		
MP1 1,0-2,0m	8,57E-05			MP1 18,0-19,0m	1,14E-04		
MP1 2,0-3,0m	2,80E-07			MP1 19,0-19,5m	1,52E-06		
MP1 3,0-4,0m	4,16E-06			MP1 19,5-20,6m	3,60E-06		
MP1 4,0-5,0m	6,96E-05			MP1 20,6-21,0m		1,42E-05	9,18E-06
MP1 5,0-6,0m	8,13E-07			MP1 21,0-21,3m		2,98E-04	
MP1 6,0-6,5m	3,65E-07			MP1 21,3-21,6m		2,01E-04	1,60E-04
MP1 6,5-7,4m	1,63E-08			MP1 21,6-22,0m			1,98E-03
MP1 7,4-8,0m		1,92E-04	1,47E-04	MP1 22,0-23,0m		2,82E-04	1,94E-04
MP1 8,0-9,85m		1,66E-04	1,24E-04	MP1 23,0-24,0m		6,28E-04	4,82E-04
MP1 9,85-10,0m	9,09E-05			MP1 24,0-24,75m		5,90E-04	4,68E-04
MP1 10,0-11,0m		9,49E-05	7,45E-05	MP1 24,75-25,0m		2,12E-04	1,53E-04
MP1 11,0-12,0m		5,81E-04		MP1 25,0-26,0m		5,90E-04	4,68E-04
MP1 12,0-12,5m		4,65E-04		MP1 26,0-28,0m	1,70E-04		
MP1 12,5-13,0m		1,84E-04	1,36E-04	MP1 28,0-29,0m			6,23E-05
MP1 13,0-15,0m		2,29E-04	1,71E-04	MP1 29,0-29,7m		1,36E-03	9,41E-04
MP1 15,0-16,0m	1,87E-06			MP1 29,7-30,0m			6,38E-05
MP1 16,0-17,0m		1,55E-04	1,14E-04	MP1 30,0-32,0m	1,40E-04		

Tabelle 3: k_r-Werte für MP2

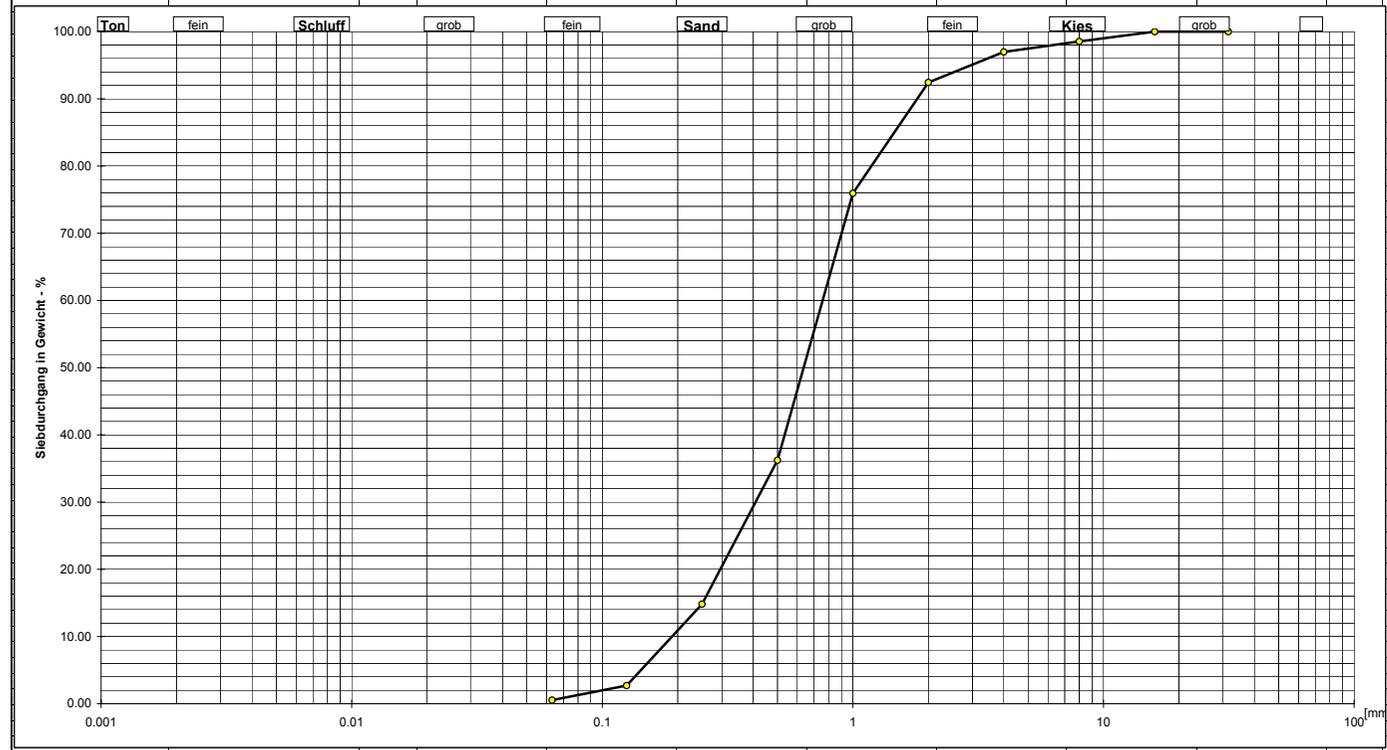
Probe	k _r -gemessen	Hazen	Beyer
MP2 0,0-1,0m	5,70E-05		
MP2 1,0-2,0m	7,53E-05		
MP2 2,0-3,0m	1,14E-04		
MP2 3,0-4,0m	3,82E-07		
MP2 4,0-5,3m	9,98E-05		
MP2 5,3-5,45m	2,60E-04		
MP2 5,45-5,9m	7,56E-06		3,63E-05
MP2 5,9-7,0m	8,11E-05		

Tabelle 4: k_r-Werte für MP3

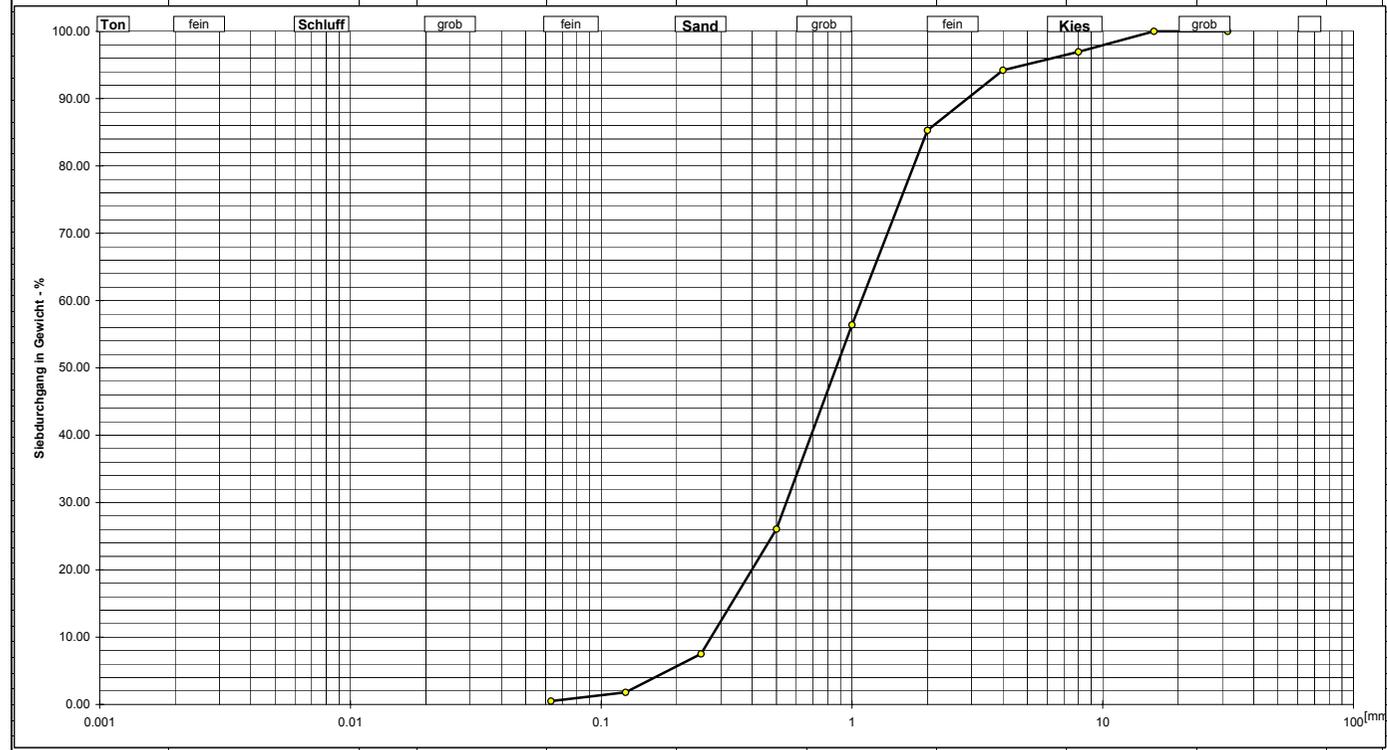
Probe	k _r -gemessen	Hazen	Beyer
MP3 0,00-1,00m	6,25E-05		
MP3 1,00-2,00m	9,33E-05		
MP3 2,00-3,20m	2,43E-05		
MP3 3,20-4,00m	3,50E-05		
MP3 4,00-5,00m	9,63E-05		
MP3 5,00-5,60m	1,95E-07		
MP3 5,60-5,90m	1,50E-06		
MP3 5,90-6,00m			2,40E-04
MP3 6,00-6,25m	1,36E-04		
MP3 6,25-6,60m	8,22E-05		

Auf den folgenden Seiten sind Beispiele für die Kornsummenkurve der Siebanalysen dargestellt.

Bestimmung der Korngrößenverteilung mit DIN-Siebsatz		Maschenweite (mm)	Sieb leer (g)	Sieb+Boden (g)	Rückstand (g)	Durchgang (g)	Durchgang einzeln (gew. %)	Durchgang gesamt (gew. %)	Kornfraktionen	A
Bohrung	Br.8		0.00		0.00	0.00	0.00	100.00	Schluff	
Probennummer			0.00		0.00	0.00	0.00	100.00	Feinsand	
Entnahmetiefe (m)	12_12,5	31.5	0.00		0.00	0.00	0.00	100.00	Mittelsand	
Datum	09. Apr 02	16	0.00		0.00	13.13	1.46	100.00	Grobsand	
Bearbeiter	Fiedler	8	372.86	385.99	13.13	14.01	1.56	98.54	Feinkies	
Einwaage mit Schale (g)	1131.09	4	366.37	380.38	14.01	40.90	4.54	96.99	Mittelkies	
Leergewicht Schale (g)	229.06	2	391.71	432.61	40.90	148.46	16.49	92.44	Grobkies	
Einwaage netto (g)	902.03	1	345.20	493.66	148.46	357.65	39.73	75.95	Parameter	
Summe Fraktionen (g)	900.28	0.5	239.27	596.92	357.65	192.70	21.40	36.23	d10	
Summe Fraktionen (%)	99.81	0.25	285.39	478.09	192.70	109.12	12.12	14.82	d60	
		0.125	203.53	312.65	109.12	19.45	2.16	2.70	U	
		0.063	271.30	290.75	19.45	4.86	0.54	0.54	Porosität	
			0.00		0.00				kf (m/s)	
			0.00		0.00				nach BEYER	3
			0.00		0.00				nach HAZEN	4
			0.00		0.00				nach Zieschgang	4
			0.00		0.00					
			0.00		0.00					
			0.00		0.00					
			0.00		0.00					
		Auffang	240.99	245.85	4.86					
		Summe			900.28	900.28	100.00			



Bestimmung der Korngrößenverteilung mit DIN-Siebsatz		Maschenweite (mm)	Sieb leer (g)				Sieb+Boden (g)				Rückstand (g)				Durchgang (g)				Durchgang einzel (gew. %) gesamt (gew. %)				Kornfraktionen		A
			0.00		0.00		0.00		0.00		0.00		0.00		100.00		100.00		100.00		100.00				
Bohrung	Br.8		0.00		0.00		0.00		0.00		0.00		0.00		100.00		100.00		100.00		Schluff				
Probennummer			0.00		0.00		0.00		0.00		0.00		0.00		100.00		100.00		100.00		Feinsand				
Entnahmetiefe (m)	26_28	31.5	0.00		0.00		0.00		0.00		0.00		0.00		100.00		100.00		100.00		Mittelsand				
Datum	18. Apr 02	16	0.00		0.00		0.00		0.00		29.58		3.05		100.00		100.00		100.00		Grobsand				
Bearbeiter	Fiedler	8	372.90	402.48	29.58	26.53	2.73	96.95	Mittelkies																
Einwaage mit Schale (g)	1199.95	4	366.43	392.96	26.53	86.69	8.93	94.22	Grobkies																
Leergewicht Schale (g)	229.08	2	391.75	478.44	86.69	280.64	28.90	85.29	Parameter																
Einwaage netto (g)	970.87	1	345.21	625.85	280.64	294.44	30.33	56.39	d10																
Summe Fraktionen (g)	970.91	0.5	236.62	531.06	294.44	180.08	18.55	26.06	d60																
Summe Fraktionen (%)	100.00		0.25	275.75	455.83	180.08	55.49	7.51	U																
			0.125	197.85	253.34	55.49	12.60	1.80	Porosität																
			0.063	267.40	280.00	12.60	4.86	0.50	kf (m/s)																
				0.00	0.00	0.00			nach BEYER														6		
				0.00	0.00	0.00			nach HAZEN														9		
				0.00	0.00	0.00			nach Zieschgang														7		
				0.00	0.00	0.00																			
				0.00	0.00	0.00																			
			Auffang	240.99	245.85	4.86																			
			Summe			970.91	970.91	100.00																	

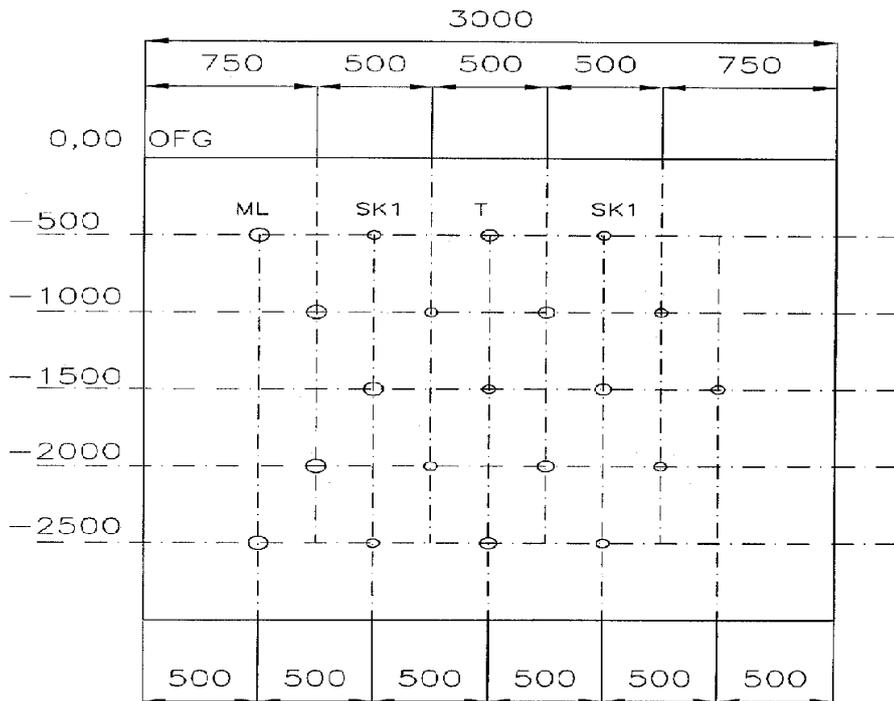


Anhang 7

Aufbau und Probenahmetechnik der Messplätze

Bodenhydrologische-Messplätze

Zur Einrichtung der BHyMP wurden Gruben von 3m x 3m x 3m ausgehoben, verschalt und abgedeckt. Darin sind jeweils in der nordöstlichen Wand pro Grube 10 Bodenwassersammler, 5 Bodenfeuchtesensoren und 5 Tensiometer eingebaut (Abb. 1).



ML Bodenfeuchtesensor d:43mm
SK1 Bodenwassersammler d:28mm
T Tensiometer d:36mm

Abb. 1: Ausbau der Bodenhydrologischen Messplätze (BHyMP)

Sickerwasser-Grundwasser-Messeinrichtung

Der Ausbau und die Verfüllung der einzelnen Messplätze sind den folgenden Abbildungen zu entnehmen:

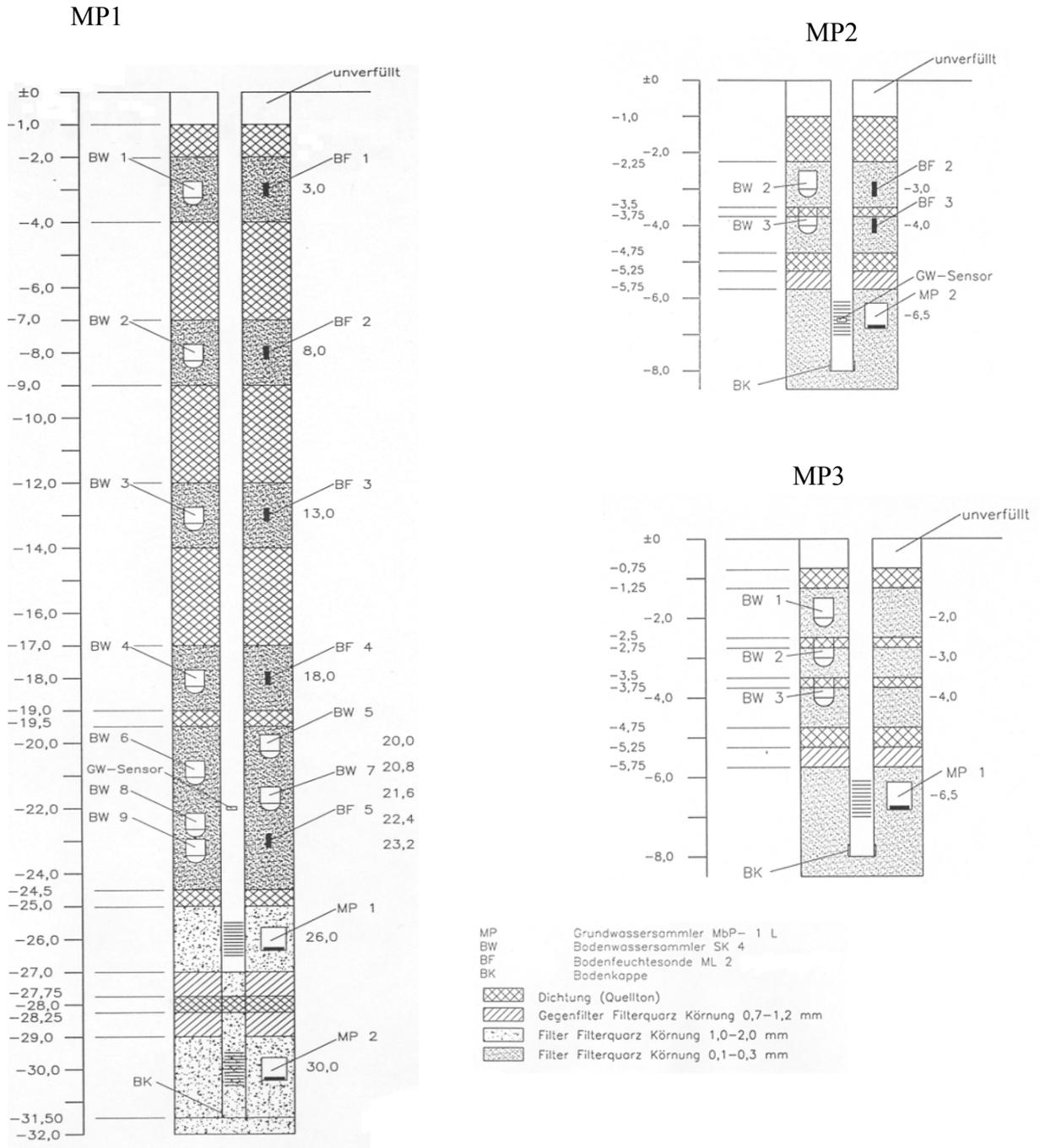


Abb. 2: Ausbau der Sickerwasser-Grundwasser Messplätze (SGM)

Saugkerze SK 1

Durchmesser:	25 mm
Keramik:	P 80
Länge:	42 mm
Hüllrohrlänge:	
Standart:	500 mm
Material:	PVC
Anschlüsse:	für Schlauch AD 4 mm, inkl. Schlauchverbinder
Optionen:	Hüllrohrlänge

Saugkerze SK 4

Durchmesser:	50 mm
Keramik:	B1M3
Luft Eintrittspunkt:	ca. 1 bar
Material:	> 90% Al ₂ O ₃ , Rest SiO ₂ , Fe ₂ O ₃ , TiO ₂
Porendurchmesser:	2,5 µm
Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit:	8,6 x 10 ⁻⁶ cm/s
Porosität:	ca. 45 Vol%
Länge:	60 mm
Hüllrohrlänge:	
Standart:	500 mm
Material:	PVC
Anschlüsse:	<ul style="list-style-type: none">- Anschluß für Schlauch AD 4 mm- Anschluß Pos. 5 - Unter- bzw. Überdruckanschluß für Probenahme- Anschluß Pos. 4 - Probenahmeleitung, Anschluß für Schlauch AD 4 mm
Standrohr:	Länge l 300 mm Standard; durch Länge l wird das Volumen bestimmt, welches nicht durch den Boden zurückgesaugt werden kann
Optionen:	Hüllrohrlänge, Standrohrlänge (l), Austausch der Kupplungen (4) und (5) durch PA-Schneidringverschraubungen für Schlauch AD 6 mm

Tensiometer Standard

Durchmesser: (Keramik/Hüllenrohr)	35 mm
Meßbereich:	-1000 bis + 850 mbar
Ausgangssignal:	2,5 V bis 0,65 V Steigung ist damit 1.5 V/mbar, Nullpunkt 1,5 V
Versorgungsspannung:	7 V - 14 VDC
Temperaturbereich:	0 bis 50 °C
Druckaufnehmer:	mit Edelstahlmembran, Genauigkeit 0,5 %
Optionen:	Schaftlänge, Kabellänge, Anschlußstecker

Theta-Sonde Typ ML 2

Meßparameter:	volumetrischer Wassergehalt θ_v
Meßbereich:	0 - 1 m ³ /m ³
Genauigkeit:	± 0,02 m ³ /m ³ nach bodenspezifischer Kalibrierung oder ± 0,05 m ³ /m ³ bei Nutzung der Grundkalibrierung in allen "normalen Böden", im Meßbereich 0,05 - 0,6 m ³ /m ³ und 0 - 40 °C Umgebungstemperatur
Bodenleitfähigkeitsbereich:	Genauigkeitsangaben gelten für den Leitfähigkeitsbereich von 0 - 1 mS/cm; kalibrierbar bis 20 mS/cm
Bodenprobenvolumen:	Der Boden in einem Zylinder von 2,5 cm Durchmesser und 6 cm Länge, der die zentrale Elektrode umgibt, bestimmt den Meßwert zu 90 %
Einsatzbedingungen:	in vielen Bodenarten und Wassertypen für lange Zeit, ohne Fehlfunktion oder Korrosion
Stabilisierungszeit:	1 - 5 Sekunden nach Anlegen der Versorgungsspannung
Ansprechzeit:	< 0,5 Sekunden bis zum Erreichen von 99 % des Meßwertes
Einsatzzeit:	100 % (kontinuierlicher Betrieb möglich)
Interface:	Versorgungsspannung: 5 - 15 V DC, unstabilisiert Stromverbrauch: 19 mA typ., 23 mA max. Ausgangssignal: annähernd 0 - 1 V DC für 0 - 0,5 m ³ /m ³
Gehäusematerial:	PVC
Stabmaterial:	Edelstahl
Kabellänge:	Standard 5 m; maximal 100 m
Masse:	350 g mit 5 m Kabel

Anhang 8

Boden- und Bodenwasserhaushaltsparameter

Boden- und Bodenwasserhaushaltsparameter

Effektive Lagerungsdichte L_d

Die effektive Lagerungsdichte wird über die Horizontbezeichnung und den Verfestigungsgrad bestimmt (vgl. MÜLLER, 1997, S. 75).

Effektive Durchwurzelungstiefe W_e

Die effektive Durchwurzelungstiefe ist die potentielle Ausschöpfungstiefe von pflanzenverfügbarem Bodenwasser, das durch die Wurzeln einjähriger landwirtschaftlicher Nutzpflanzen in Trockenjahren dem Boden maximal entzogen werden kann (AG BODEN, 1994).

Die W_e [dm] ist vom der Bodenart, der Lagerungsdichte und dem Humusgehalt abhängig. Die Grundwerte werden schichtenabhängig auf der Basis der vorherrschenden Bodenart festgesetzt.

Dazu wurde die W_e zunächst für jeden Bodenhorizont einzeln ermittelt. Dann erfolgte innerhalb der ausgegliederten Substratschichten des Profils eine Wichtung der W_e der jeweiligen Bodenhorizonte (über deren Mächtigkeit). Zuletzt erfolgte eine Wichtung der W_e über die Schichtmächtigkeiten der ausgegliederten Substratschichten bis 11 dm Tiefe. Laut MÜLLER (1997, S. 83) sind W_e über 11 dm Tiefe im allgemeinen nicht zu erwarten. Wurden W_e über 11 dm ermittelt, wurde die tiefere Schichtung nicht mehr berücksichtigt (MÜLLER, 1997).

Der so gewonnene Grundwert muß noch modifiziert werden, wenn bodentypologische Besonderheiten auftreten, die das Wurzelwachstum positiv oder negativ beeinflussen.

Diese Modifikationen sind z.B.:

Bei Grundwasserböden endet die W_e spätestens 1 dm oberhalb der Obergrenze des Gr- bzw. Hr-Horizontes.

Bei Auenböden und Kolluvien: Reicht der M- oder E-Horizont tiefer als es dem zu ermittelnden W_e -Wert für die vorherrschende Bodenart entspricht, dann gilt: $W_e =$ Untergrenze M- oder E-Horizont + 1 dm

Bei geschichteten Profilen:

Bei Schichten mit geringerer W_e (a) über Schichten mit höherer W_e (b) und einer Schichtgrenze (S_g) > 11 dm gilt:

$S_g \leq W_e$ (a)	$W_e = W_e$ (b)
W_e (a) < S_g < 11	$W_e = W_e$ (a)
$S_g > 11$	$W_e = W_e$ (a)

Anhang 8 Boden- und Bodenwasserhaushaltsparameter

Bei Schichten mit geringer We (a) unter Schichten mit höherer We (b) gilt:

$$\begin{array}{ll} Sg \leq We (a) & We = We (a) \\ We (a) < Sg < 11 & We = Sg + 1 \\ Sg > We (b) & We = We (b) \end{array}$$

Übersteigt die obere Schichtmächtigkeit 11 dm, wird die Schichtung nicht mehr berücksichtigt

Bei Forstböden erhöht sich die We um 20%, bei Grünlandböden reduziert sich die We um 10% (MÜLLER, 1997).

Das Beispiel in der folgenden Tabelle zeigt ein Profil mit 5 Bodenhorizonten und 2 Schichten, welches unter Grünland aufgenommen wurde. Es verdeutlicht die komplexe Berechnung der We. Ohne die Modifikationen würde man in diesem Falle eine zu hohe We erhalten. Da es sich hier um ein geschichtetes Profil handelt, bei dem eine Schicht geringer We unter einer Schicht mit höherer We liegt, und die Schichtgrenze mit 5,6 dm kleiner ist als 7 dm (Schicht mit geringer We) ist der Endwert für die We also 7 dm (siehe oben). Da es sich aber um eine Grünlandnutzung handelt müssen nochmals 10% abgezogen werden, so dass man auf das endgültige Ergebnis von 6,3 dm kommt.

Tab. 1: Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe

Horizonte	Horizontmächtigkeiten [dm]	Schichtmächtigkeiten [dm]	Bodenart	Ld	We [dm]	Gewichtete We je Schicht [dm]	Grundwert für We [dm]	We Profil bis 11 dm Profiltiefe [dm]
I Ah	0,7		Ut2	2	14			
I Go-aM	1,3		Ut2	2	14			
I fAh	2,0		Ut2	2	14			
I aGo	1,3	5,3	Ut2	3	11	13,3		
II aGo	5,7	5,7	Su3	3	7	7	10	6,3

Feldkapazität FK

Die Feldkapazität [mm/dm bzw. Vol.-%] ist die Wassermenge, die ein Boden gegen die Schwerkraft zurückhalten kann. In diesem Wasser können Stoffe, die der Boden nicht adsorptiv festhalten kann (z.B. Nitrate), gelöst sein. Die Feldkapazität ist daher auch ein Maß für die Fähigkeit des Bodens, die Verlagerung derartiger Stoffe in den Untergrund zu verhindern (AG BODEN, 1994).

Sie wird Horizontweise über die Lagerungsdichte und die Bodenart bestimmt. Dabei wird je nach Humusgehalt ein Zuschlag zu dem ermittelten Grundwert gegeben (vgl. MÜLLER, 1997, S. 91).

Anhang 8 Boden- und Bodenwasserhaushaltsparameter

Nutzbare Feldkapazität nFK

Die nutzbare Feldkapazität [mm/dm bzw. Vol.-%] ist der Teil der Feldkapazität, der für die Vegetation nutzbar ist. Zugrunde gelegt wird die Wassermenge (mm/dm bzw. Vol.-%), die der Boden zwischen den pF-Werten 1,8 und 4,2 festzuhalten vermag. Dieser Saugspannungsbereich entwässert die Poren von 50 μm bis 0,2 μm (AG BODEN, 1994). Durch größere Poren fließt das Wasser schnell ab und kleinere Poren (Feinporen) können durch die Pflanzen nicht mehr entwässert werden.

Die nutzbare Feldkapazität wird wie die Feldkapazität bestimmt (vgl. MÜLLER, 1997, S. 85)

Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes nFKWe

Bei grundwasserfreien Böden ist die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes [mm] das wesentliche Maß für das pflanzenverfügbare Bodenwasser.

Sie wird durch die Addition der absoluten nutzbaren Feldkapazitäten der einzelnen Schichten von der Geländeoberfläche bis zur effektiven Durchwurzelungstiefe [dm] berechnet. Die absoluten nFK [mm] einer Schicht erhält man durch die Multiplikation der nFK-Werte [mm/dm] einer Schicht mit der Schichtmächtigkeit [dm].

Feldkapazität im effektiven Wurzelraum FKWe

Die Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [mm] wird analog zur nFKWe berechnet (siehe oben), nur setzt man nicht die nutzbare Feldkapazität, sondern die Feldkapazität ein.

Kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser KA

Der kapillare Aufstieg [mm] aus dem Grundwasser in den effektiven Wurzelraum kann für die Wasserversorgung der Vegetation in Trockenperioden von Bedeutung sein, beeinflusst also das pflanzenverfügbare Bodenwasser. Der KA ist das Produkt aus der mittleren kapillaren Aufstiegsrate KR [mm/d] und der Dauer des kapillaren Aufstiegs t_a [d]. Sie darf die klimatische Wasserbilanz KWB_v der Vegetationsperiode (1.4. - 30.9.) nicht überschreiten. Ist die KWB_v positiv, so wird KA gleich null gesetzt.

Die mittlere kapillare Aufstiegsrate ist vom Grundwasserflurabstand, der Durchwurzelungstiefe, der Bodenart und der Lagerungsdichte abhängig. Zur Ermittlung der KR wird zunächst der Abstand z_a [dm] aus der Differenz zwischen Grundwasseroberfläche, die der Obergrenze des Gr- (Hr-) Horizontes bzw. dem mittleren Grundwassertiefstand MNGW entspricht, und der Untergrenze des We bestimmt. Ist dieser Abstand z_a größer als 20 dm, findet kein kapillarer Aufstieg statt. Ist er jedoch geringer, kann die KR aus Tabellen (vgl. MÜLLER, 1997, S. 113; AG BODEN, 1994, S. 305) abgeleitet werden.

Anhang 8 Boden- und Bodenwasserhaushaltsparameter

Die Dauer des kapillaren Aufstiegs [d] beschreibt die Länge der Vegetationsperiode der Feldfrucht und ist abhängig von der KR und nFKWe. Für den Bilanzzeitraum wurde keine detaillierte Unterscheidung der Feldfrucht vorgenommen, sondern für Ackerflächen als Nutzung Getreideanbau und auf Grünlandflächen als Nutzung Intensivweide angenommen.

Pflanzenverfügbares Bodenwasser Wpfl

Die Vegetation kann ihren Wasserbedarf aus der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes sowie bei grundwasserbeeinflussten Böden zusätzlich aus dem Aufstieg von Kapillarwasser decken. Das gesamte Dargebot an pflanzenverfügbarem Bodenwasser [mm] ist also die Summe aus nFKWe und KA.

Potentielle Evapotranspiration ETP

Die potentielle Evapotranspiration [mm/d] wurde nach dem Verfahren von PENMAN-WENDLING aus Daten der Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte und Globalstrahlung berechnet (DVWK, 1996a).

Jährliche Sickerwasserrate GWNa

Die jährliche Sickerwasserrate [mm/a] wird in Abhängigkeit des Nutzungstyps über folgende Regressionsgleichung bestimmt (vgl. MÜLLER, 1997 S. 191):

$$\text{Ackerland: } \text{GWNa} = 0,92(\text{Nwi}) + 0,61(\text{Nv}) - 153(\log \text{Wpfl}) - 0,12(\text{ETP}) + 109 \quad \text{R}=0,84$$

$$\text{Grünland: } \text{GWNa} = 0,90(\text{Nwi}) + 0,52(\text{Nv}) - 286(\log \text{Wpfl}) - 0,10(\text{ETP}) + 330 \quad \text{R}=0,95$$

GWNa [mm/a]	jährliche Sickerwasserrate
Nwi [mm]	Niederschlag Winterhalbjahr (1.10-31.3.)
Nv [mm]	Niederschlag Hauptvegetationsperiode (1.4.-30.9.)
Wpfl [mm]	Pflanzenverfügbares Bodenwasser
ETP [mm]	jährliche potentielle Evapotranspiration
R	Korrelationskoeffizient

Diese Gleichungen gelten nur für ebene Flächen mit Neigungen bis zu 3,5% und für Oberhänge. Bei größeren Hangneigungen werden demzufolge an den ermittelten Werten bestimmte Zu- bzw. Abschläge in Abhängigkeit von der Hangneigung und -position sowie vom Boden vorgenommen (MÜLLER, 1997). Allerdings macht die Abweichung der Sickerwasserrate bei Einrechnung der Relieffaktoren maximal 10% der Jahressickerwasserrate aus (NEUMANN, 2001).

Austauschhäufigkeit AH

Die Austauschhäufigkeit [%/a] des Bodenwassers gibt an, wie oft dieses Wasser, gerechnet als Wassergehalt des effektiven Wurzelraumes bei Feldkapazität (FKWe), innerhalb eines

Anhang 8 Boden- und Bodenwasserhaushaltsparameter

Jahres ausgetauscht wird. Sie errechnet sich also aus der jährlichen Sickerwasserrate und der FKWe (vgl. MÜLLER, 1997 S. 275).

$$AH = \text{GWNa} / \text{FKWe} \cdot 100$$

AH [%/a]	Austauschhäufigkeit
GWNa [mm/a]	jährliche Sickerwasserrate
FKWe [mm]	Feldkapazität im effektiven Wurzelraum

C/N-Verhältnis

Der Elementaranalysator Vario EL arbeitet nach dem Prinzip der katalytischen Rohrverbrennung unter Sauerstoffzufuhr und hohen Temperaturen. Die Verbrennungsgase werden von störenden Fremdgasen gereinigt. Die jeweils gewünschten Messkomponenten werden nun von spezifischen Adsorptionssäulen von einander getrennt und mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor bestimmt. Als Spül- und Trägergas dient Helium.

Reduktionspunkt

Der Reduktionspunkt beschreibt den Bodenwassergehalt, ab dem eine Reduktion der Evapotranspiration erfolgt ($\text{ETP}_{\text{aktuell}} < \text{ETP}_{\text{potentiell}}$). Je niedriger man diesen Wert wählt, desto größer ist also die Gesamtverdunstung. In der Praxis ist der Reduktionspunkt als Kalibrierungsparameter anzusehen. Er leitet sich aus der Beobachtung her, dass die mögliche Verdunstung aus dem Bodenspeicher mit dem Bodenwassergehalt abnimmt (WRIEDT, 2004).

Anhang 9

Eingangsdaten für das mRisk-N Modell

Anhang 9: Eingangsdaten mRisk-N Modell, Bodenkennwerte

Soil	Soil-ID	Horizon	Thickness (m)	PV [%]	AWC [%]	PWP [%]	IWC [%]	RP[%]	c [m/d]	RMN [g N/m ²]	SMN [g N/m ²]	NH4 [mg N/l]	NO3 [mg N/l]
Parabraunerde	2	1	0.35	0.48	0.39	0.12	0.1912	0.20	0.30	50	100	1	100
Parabraunerde	2	2	0.75	0.405	0.36	0.13	0.168	0.22	0.08	0	0	0	50
Parabraunerde	2	3	0.5	0.35	0.33	0.10	0.216	0.25	0.04	0	0	0	50
Parabraunerde	3	1	0.28	0.48	0.38	0.13	0.1912	0.20	0.35	50	100	1	100
Parabraunerde	3	2	0.72	0.4	0.36	0.10	0.168	0.25	0.08	0	0	0	50
Parabraunerde	3	3	0.5	0.35	0.33	0.09	0.216	0.26	0.03	0	0	0	50
Braunerde-	8	1	0.15	0.48	0.38	0.12	0.1912	0.25	0.34	50	100	1	100
Braunerde-	8	2	0.4	0.4	0.38	0.13	0.168	0.25	0.07	0	0	0	50
Braunerde-	8	3	0.45	0.415	0.36	0.155	0.216	0.29	0.09	0	0	0	50
Parabraunerde-Braunerde	12	1	0.2	0.48	0.39	0.12	0.1912	0.25	0.30	50	100	1	100
Parabraunerde-Braunerde	12	2	0.3	0.4	0.36	0.11	0.168	0.25	0.07	0	0	0	50
Parabraunerde-Braunerde	12	3	0.5	0.35	0.33	0.09	0.216	0.26	0.03	0	0	0	50
Kolluvisol	14	1	0.275	0.48	0.39	0.12	0.1912	0.25	0.30	50	100	1	100
Kolluvisol	14	2	0.77	0.48	0.39	0.12	0.168	0.24	0.30	0	0	0	50
Kolluvisol	14	3	0.5	0.35	0.33	0.09	0.216	0.27	0.04	0	0	0	50
Kolluvisol-Gley	16	1	0.65	0.475	0.38	0.125	0.1912	0.25	0.38	50	100	1	100
Kolluvisol-Gley	16	2	0.3	0.46	0.41	0.26	0.168	0.25	0.13	0	0	0	50
Kolluvisol-Gley	16	3	0.05	0.405	0.36	0.125	0.216	0.29	0.08	0	0	0	50
Pararendzina	17	1	0.29	0.48	0.39	0.12	0.1912	0.25	0.30	50	100	1	100
Pararendzina	17	2	0.5	0.35	0.33	0.09	0.168	0.27	0.04	0	0	0	50
Pararendzina	17	3	0.5	0.35	0.33	0.09	0.216	0.27	0.04	0	0	0	50
Vega-Gley	34	1	0.3	0.48	0.39	0.12	0.1912	0.25	0.31	50	100	1	100
Vega-Gley	34	2	0.13	0.425	0.37	0.21	0.168	0.27	0.28	0	0	0	50
Vega-Gley	34	3	0.5	0.4	0.37	0.21	0.216	0.27	0.10	0	0	0	50
Gley	35	1	0.15	0.48	0.36	0.14	0.1912	0.25	0.31	50	100	1	100
Gley	35	2	0.3	0.425	0.37	0.20	0.168	0.27	0.18	0	0	0	50
Gley	35	3	0.55	0.48	0.36	0.16	0.216	0.27	0.09	0	0	0	50
Lockersyrosem	39	1	0.3	0.475	0.38	0.125	0.1912	0.25	0.38	50	100	1	100
Lockersyrosem	39	2	1	0.41	0.36	0.13	0.168	0.26	0.08	0	0	0	50
Lockersyrosem	39	3	0.9	0.34	0.32	0.07	0.216	0.26	0.04	0	0	0	50

PV	Porenvolumen
AWC	Feldkapazität
PWP	Permanenter Welkepunkt
IWC	Anfangswassergehalt
RP	Reduktionspunkt
c	kf-Wert
RMN	Anfangsgehalt an schnell mineralisierbarem org. Stickstoff
SMN	Anfangsgehalt an langsam mineralisierbarem org. Stickstoff
NH4	Anfangsgehalt NH ₄
NO3	Anfangsgehalt NO ₃

Anhang 9: Eingangsdaten mRisk-N Modell, Konstanten

Soil	Soil-ID	kden15URZ [day ⁻¹]	kden15LRZ [day ⁻¹]	kden15IVZ [day ⁻¹]	kmin35rapid [day ⁻¹]	kmin35slow [day ⁻¹]	K_max	LBCapRise [m]	LeafMinCap	LeafCapLAI [m]	LitterMinCap [m]	LitterDryingFactor
Parabraunerde	2	0.0001	0.0001	0.0001	0.00865	0.0058	6	2	0.0001	0.002	0.005	3
Parabraunerde	3	0.0001	0.0001	0.0001	0.00865	0.0058	6	2	0.0001	0.002	0.005	3
Braunerde-	8	0.0001	0.0001	0.0001	0.00865	0.0058	6	2	0.0001	0.002	0.005	3
Parabraunerde-Braunerde	12	0.0001	0.0001	0.0001	0.00865	0.0058	6	2	0.0001	0.002	0.005	3
Kolluvisol	14	0.0001	0.0001	0.0001	0.00865	0.0058	6	2	0.0001	0.002	0.005	3
Kolluvisol-Gley	16	0.0001	0.0001	0.0001	0.00865	0.0058	6	2	0.0001	0.002	0.005	3
Pararendzina	17	0.0001	0.0001	0.0001	0.00865	0.0058	6	2	0.0001	0.002	0.005	3
Vega-Gley	34	0.0001	0.0001	0.0001	0.00865	0.0058	6	2	0.0001	0.002	0.005	3
Gley	35	0.0001	0.0001	0.0001	0.00865	0.0058	6	2	0.0001	0.002	0.005	3
Lockersyrosem	39	0.0001	0.0001	0.0001	0.00865	0.0058	6	2	0.0001	0.002	0.005	3

Simulation Constants

0.25	rapidly mineralizing fraction of manure
0.25	slowly ...
0.5	rapidly mineralizing fraction of residue
0.45	slowly ...
0.2	fraction of applied Amm/Urea-Fertilizer lost to quick volatilization
0.5	ammonium/urea fraction of manure
0.2	fraction of applied manure-NH ₄ lost to quick volatilization
0	slowly mineralizing organic N resident
0.0055	constant rate of dry deposition, g NH ₄ -N/m ² /day
1.5	constant concentration of NH ₄ -N for wet deposition, g NH ₄ -N/m ³
1	nitrification rate constant, day ⁻¹
0.000002	Distribution Coefficient
1	N-concentration of irrigation water, mg/l = g/m ³

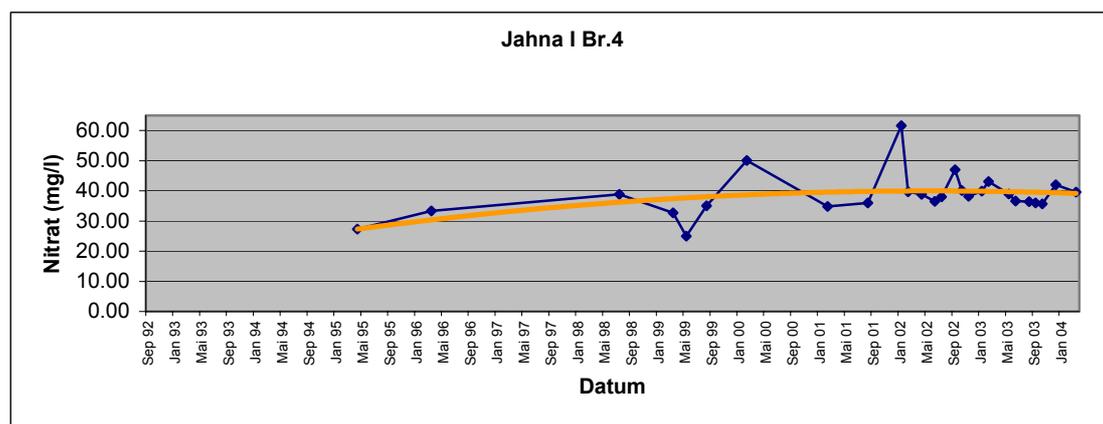
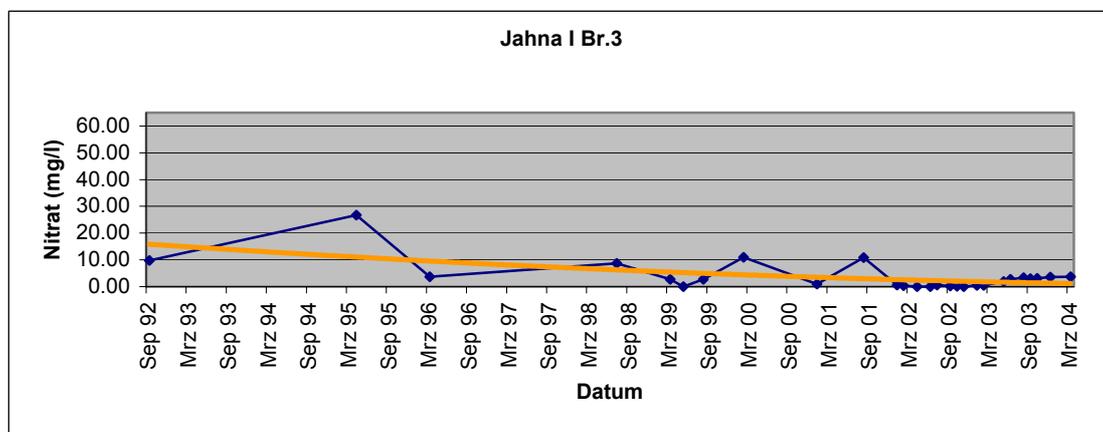
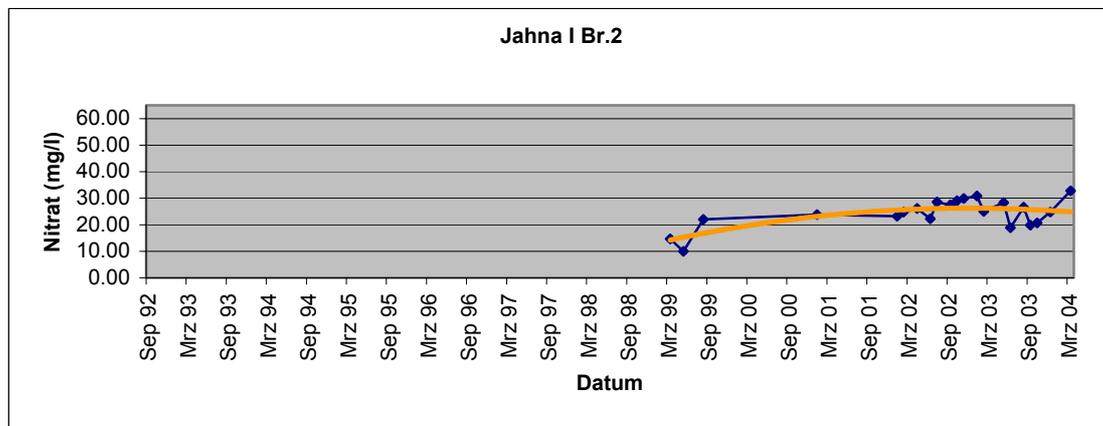
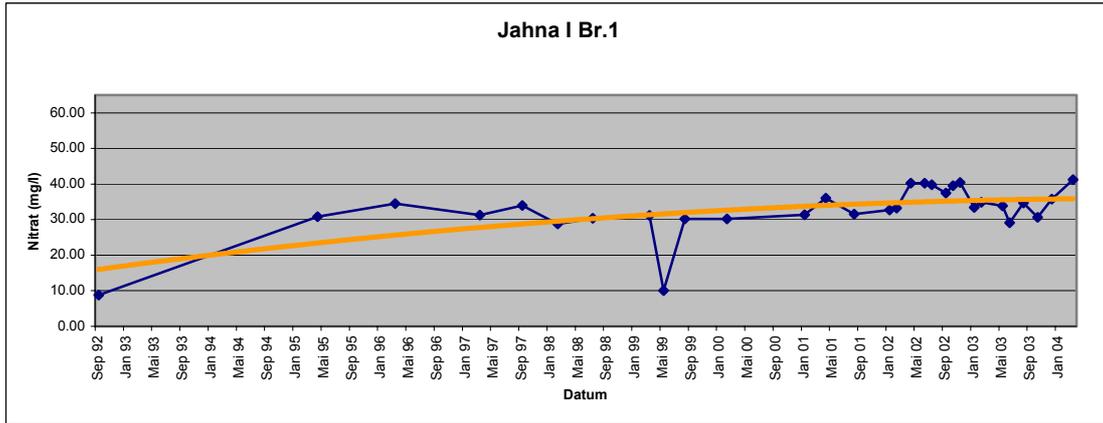
kden15URZ	Denitrifikationskonstante
kden15LRZ	Denitrifikationskonstante
kden15IVZ	Denitrifikationskonstante
kmin35rapid	Mineralisationskonstante schnell
kmin35slow	Mineralisationskonstante langsam
K_max	Krümmungsfaktor Feuchtgebiet
LBCapRise	Grenzflurabstand
LeafMinCap	Minimaler Interzeptionsspeicher
LeafCapLAI	Interzeptionsspeicher pro Blattfläche
LitterMinCap	Speicherkapazität Streuschicht
LitterDryingFactor	Abtrocknungsfaktor

Anhang 10

**Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue I und II von 1992 - 2004
bzw. 1992 - 2001**

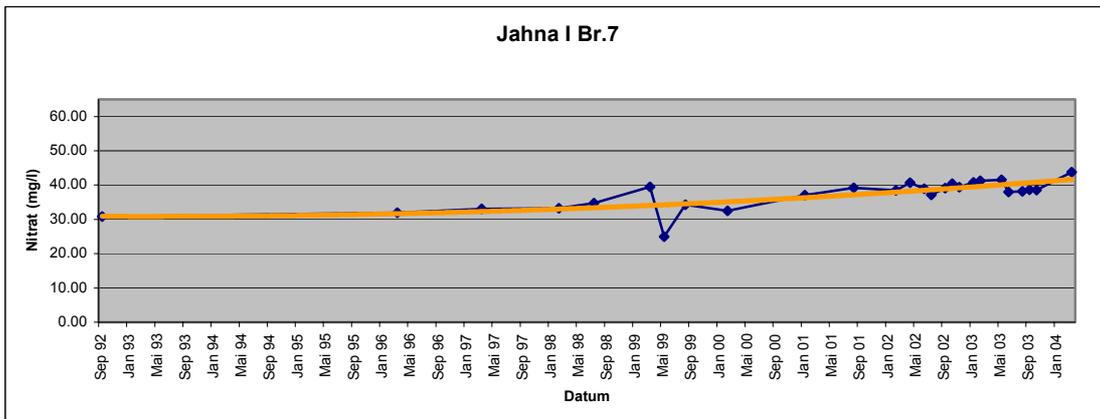
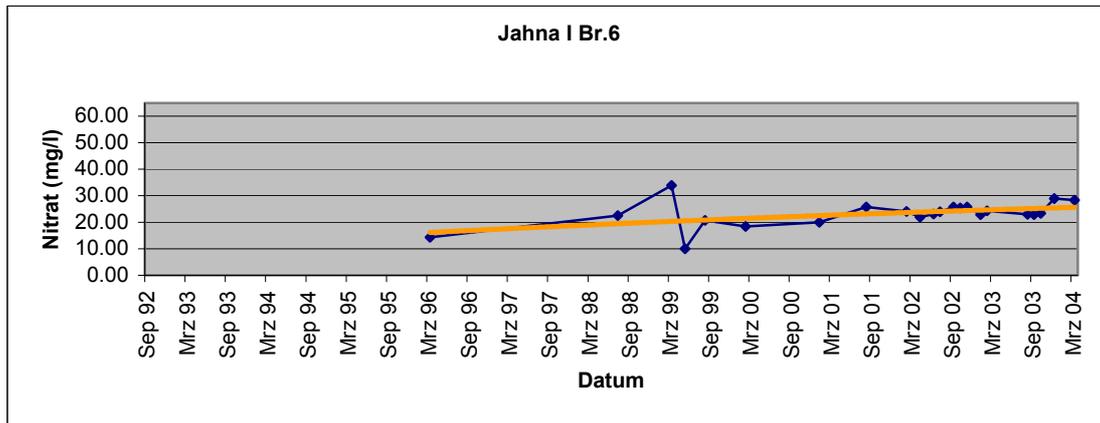
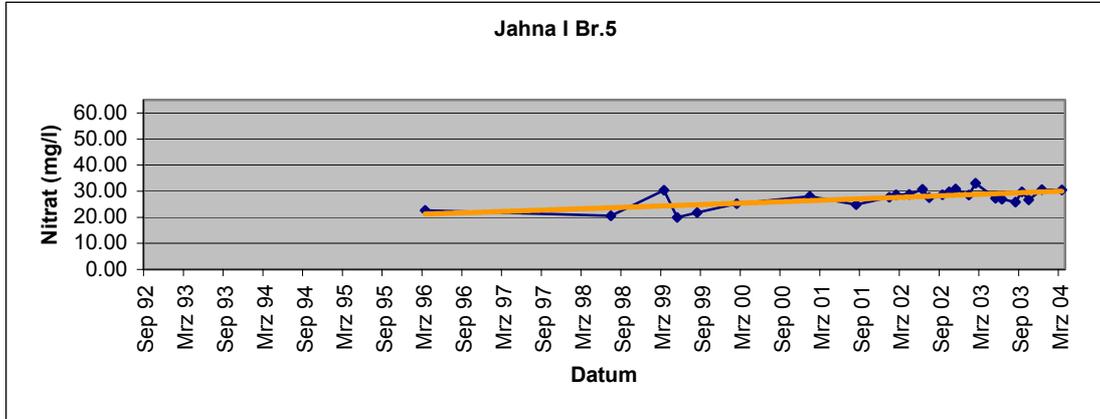
Anhang 10

Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue I von 1992-2004



Anhang 10

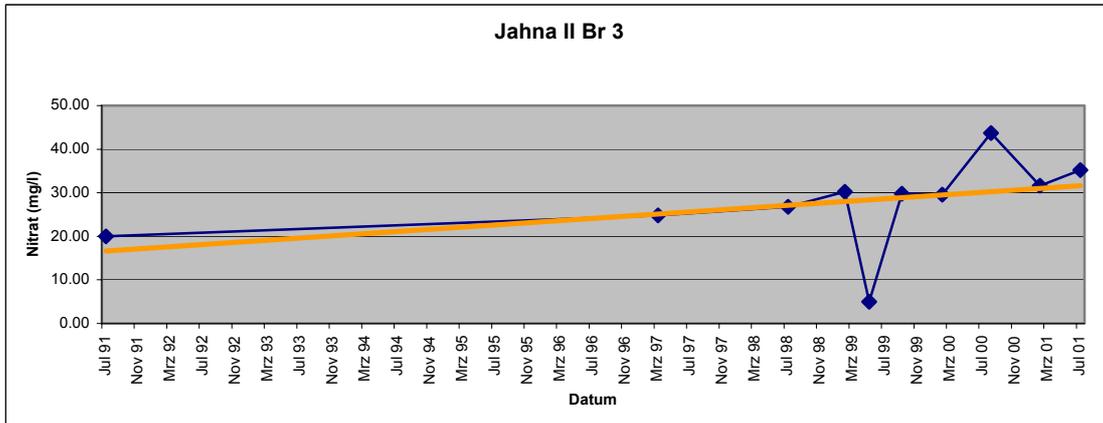
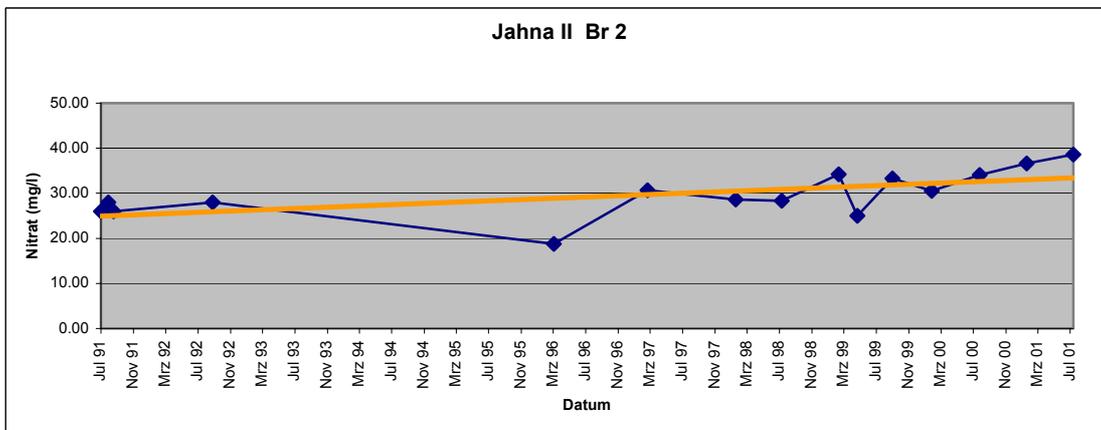
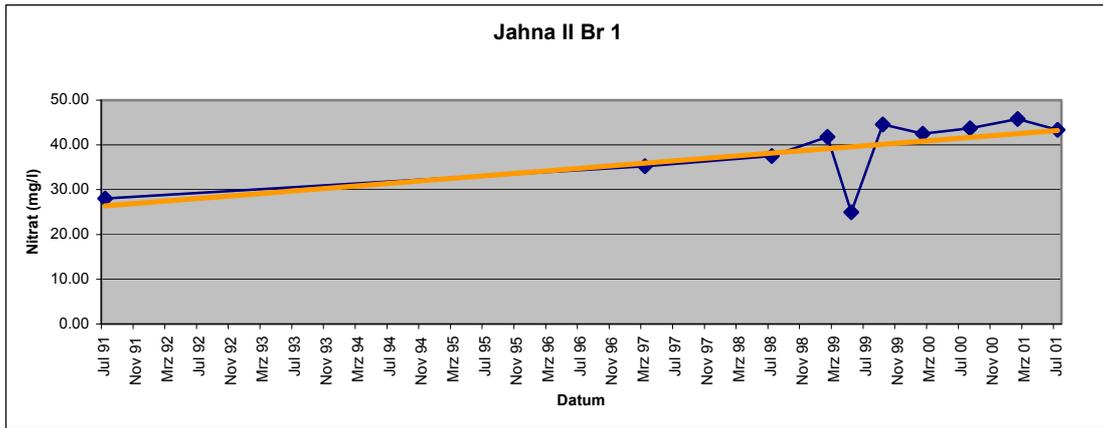
Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue I von 1992-2004



— Nitratwerte
— Trendlinie

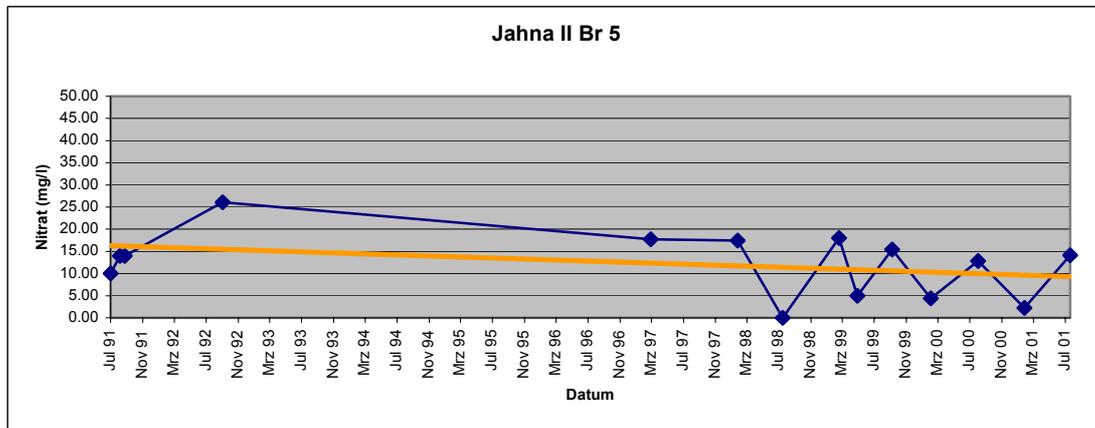
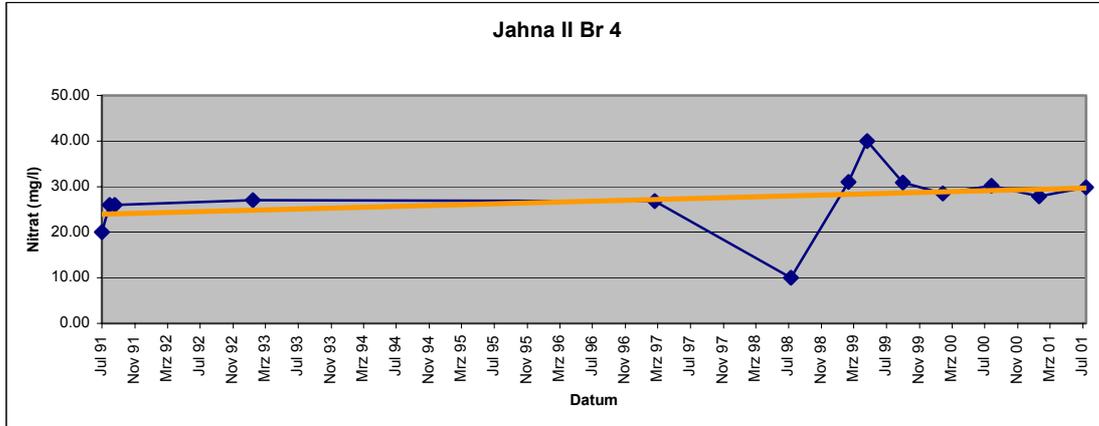
Anhang 10

Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue II von 1992-2001



Anhang 10

Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue II von 1992-2001

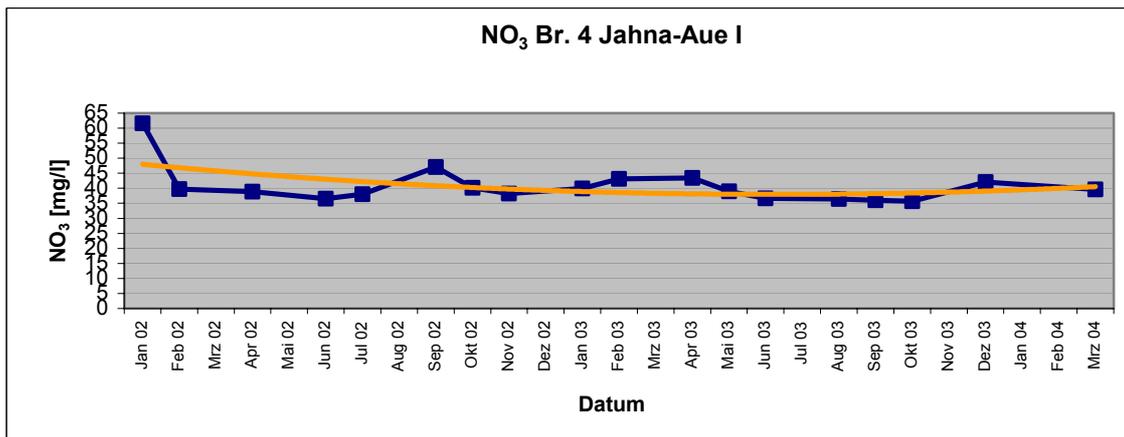
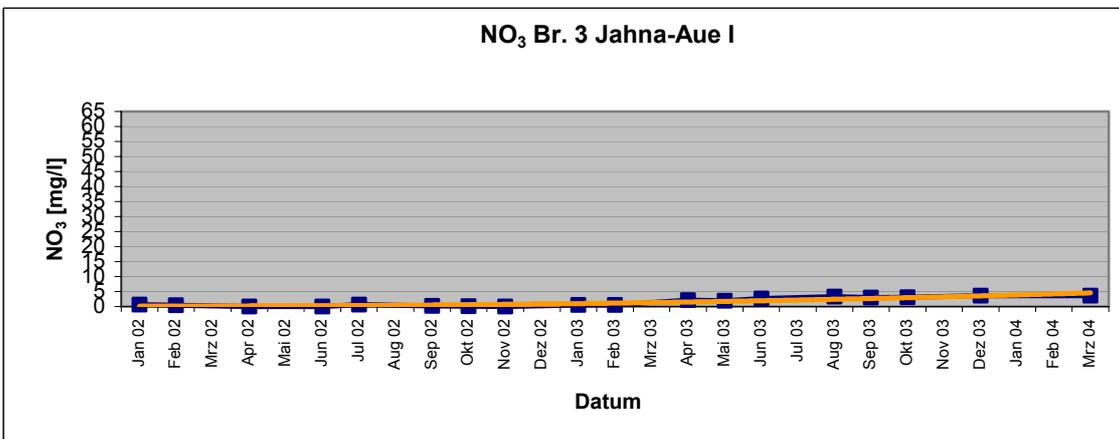
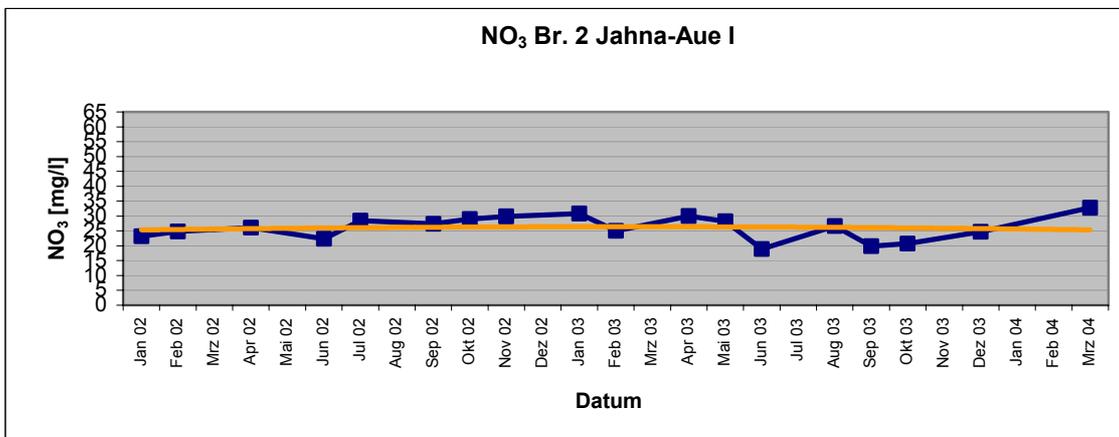
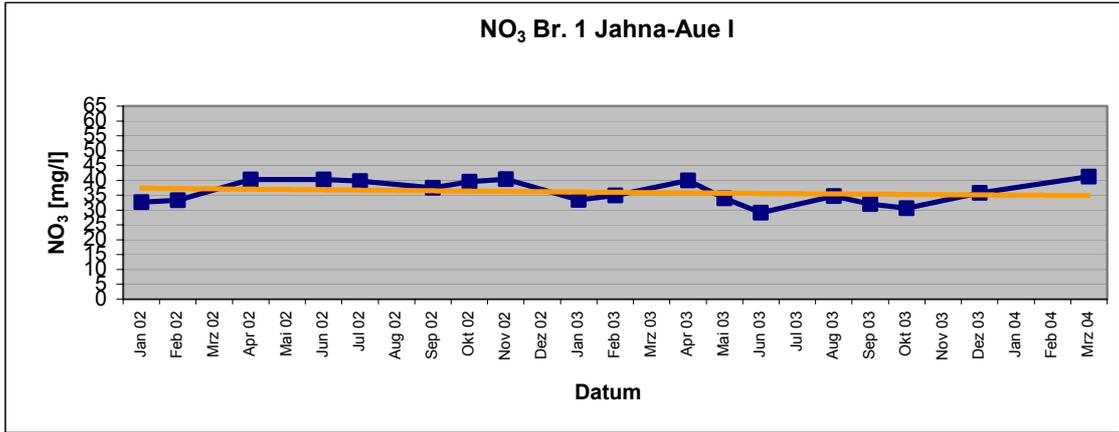


— Nitratwerte
— Trendlinie

Anhang 11

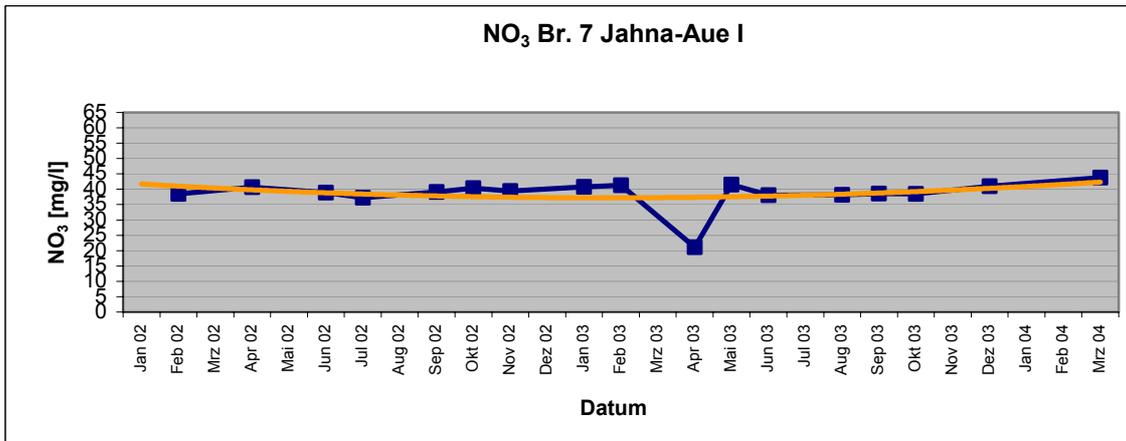
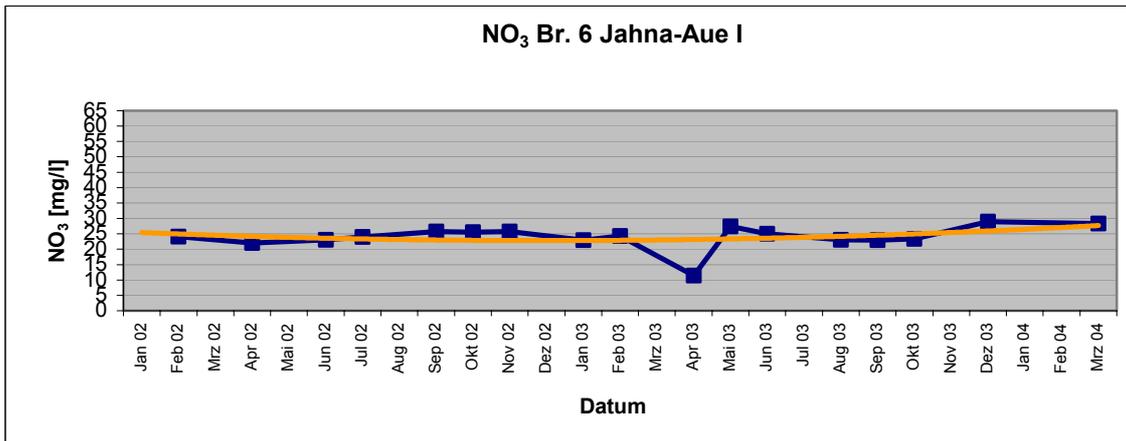
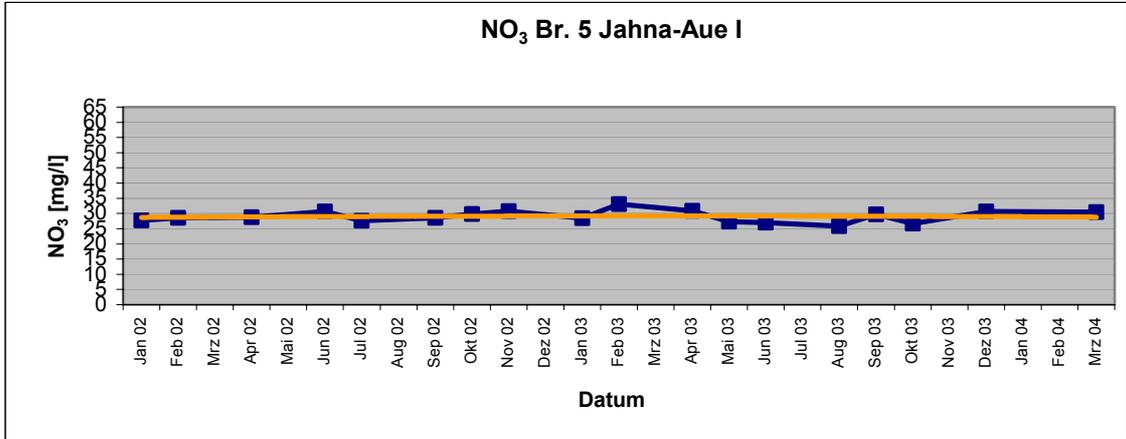
Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue I 2002 - 2004

Anhang 11
Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue I 2002-2004



Anhang 11

Nitratentwicklung Brunnen Jahna-Aue I 2002-2004



— Nitratwerte
— Trendlinie

Anhang 12

Isotope in Grund- und Oberflächenwasser

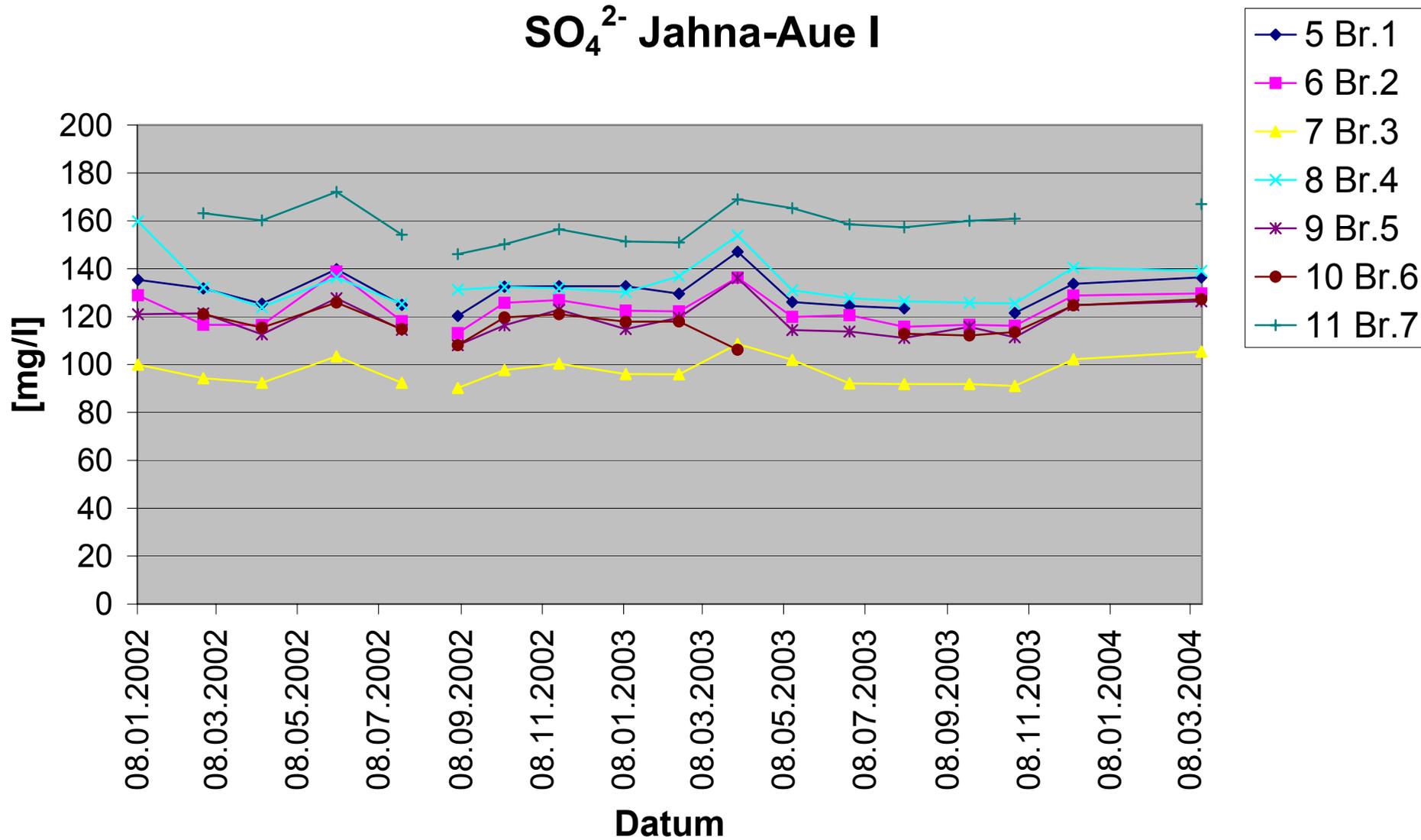
Anhang 13

Ionen und DOC in Grund- und Oberflächenwasser

Anhang 13: Nitrit im Grundwasser/Oberflächenwasser

NO2 [mg/l]																					
		Datum																			
Probe		08.01.2002	26.02.2002	11.04.2002	06.06.2002	25.07.2002	15.08.2002	05.09.2002	10.10.2002	20.11.2002	09.01.2003	18.02.2003	03.04.2003	14.05.2003	26.06.2003	06.08.2003	24.09.2003	28.10.2003	13.11.2003	11.12.2003	16.03.2004
1	PW Ostrau	0,1	0,1	0,1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	1,48	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
2	Wutzschwitz	0	0	0,1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
3	Pulstitz	0	0	0,3	0	7,4		1,6	4,0	0	3,7	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
4	Molkerei	0,1	0,1	0,1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
5	Br.1	0	0	0,1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
6	Br.2	0	0	0,1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
7	Br.3	0	0	0,1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
8	Br.4	0	0	0,1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
9	Br.5	0	0	0,1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
10	Br.6		0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
11	Br.7		0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
12	Schmorren		0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
13	Wiese		0,1	0,1	0,1	0,2		0,5	0,6	0,5		0,5	0	0		<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
14	Deponie			0,1	0,1	0			0,1	0,1										<0,2	<0,2
15a	Lütz.Br.													0,67							
15c	Lütz.Teich													0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
16	PD-Durchbr.											0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
20	Münchhof											0	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
21	Zschaitz Br.1																	<0,2		<0,2	<0,2
22	Zschaitz Br.2																	<0,2		<0,2	<0,2
30	Feld													0							
J	Jahna		0	0,3	0,6	0,8		0,5	0,3	0	0	0,1	0	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		<0,2	<0,2
A	Auerschütz		0,1				3,9			0	0,4	0,5	0	0				<0,2		<0,2	<0,2
Stausee																		<0,2			
Z1																					<0,2
Z2																					<0,2
Z3																				<0,2	<0,2
Z4																				<0,2	<0,2
Z5																				<0,2	<0,2
Z6																				<0,2	<0,2
Z7																				<0,2	<0,2
Z8																				<0,2	<0,2
Z9																				<0,2	<0,2
Z10																				<0,2	<0,2
Z11																				<0,2	<0,2
Z12																				<0,2	<0,2
Z13																				<0,2	<0,2
Z14																				<0,2	<0,2
Z15																				<0,2	<0,2
Z16																				<0,2	<0,2

SO₄²⁻ Jahna-Aue I



Anhang 14

Karten der Flächenbilanzen des Stickstoffs

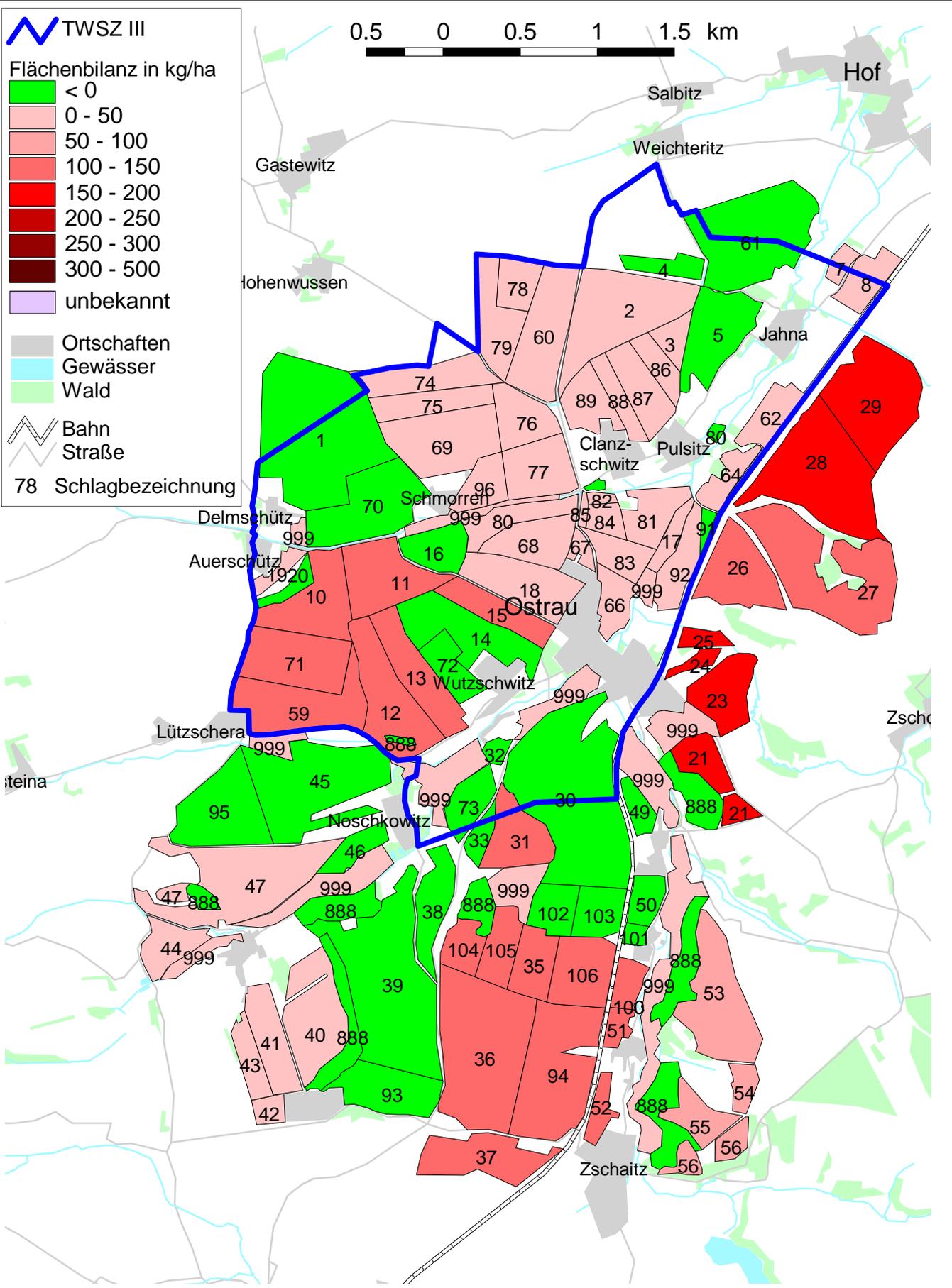
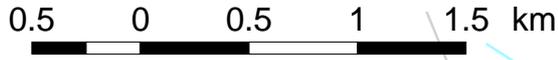
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

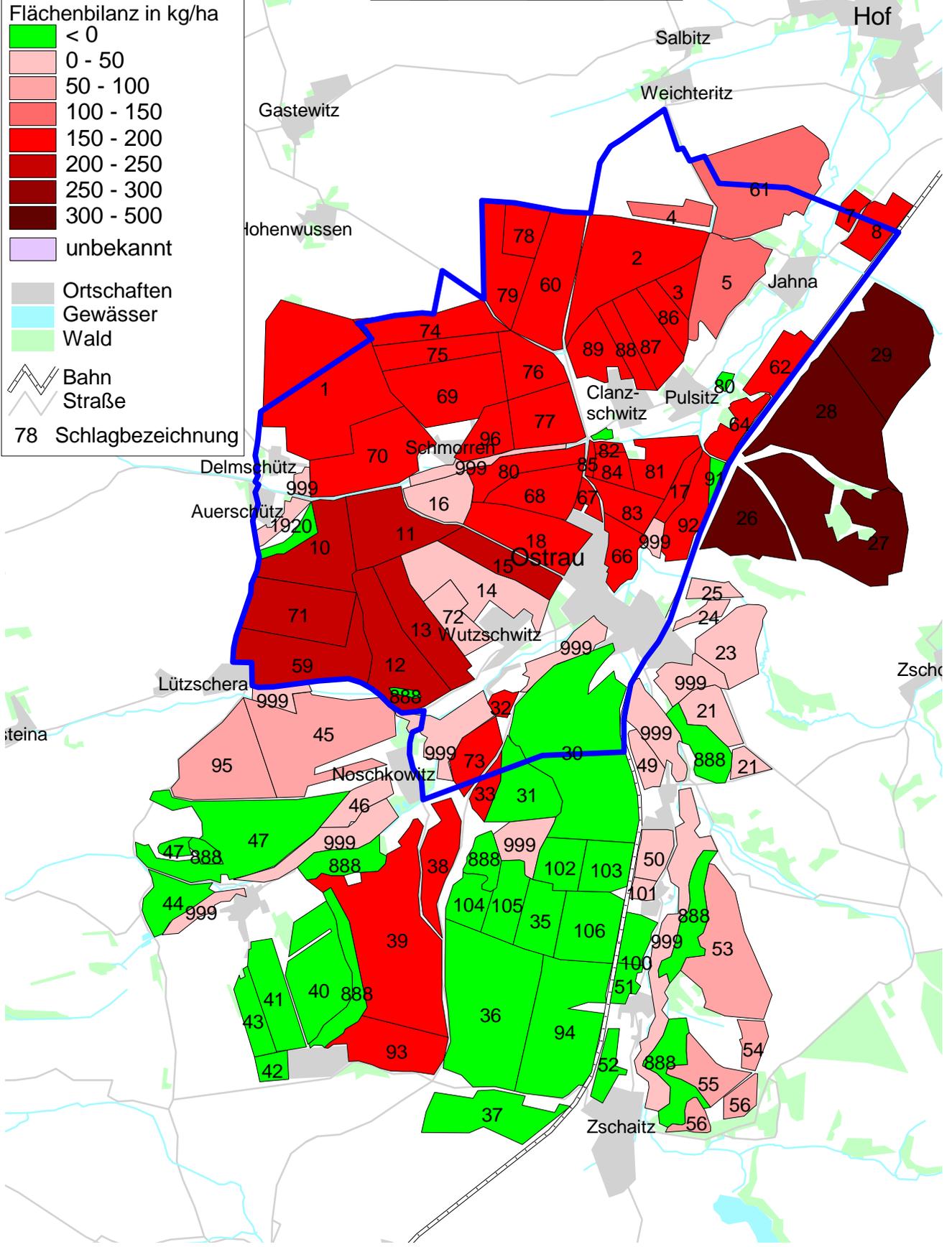
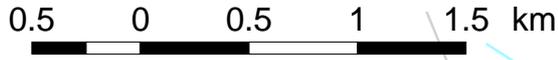
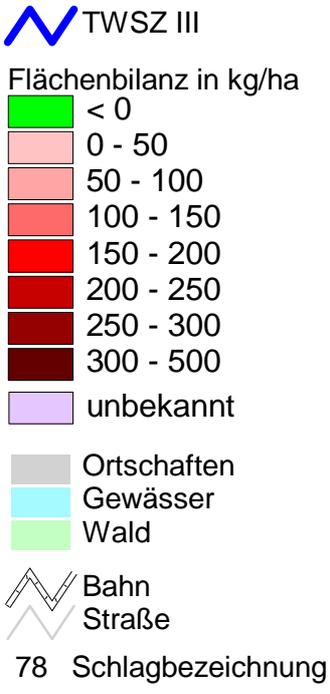
- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1977

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



Flächenbilanz 1978

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle

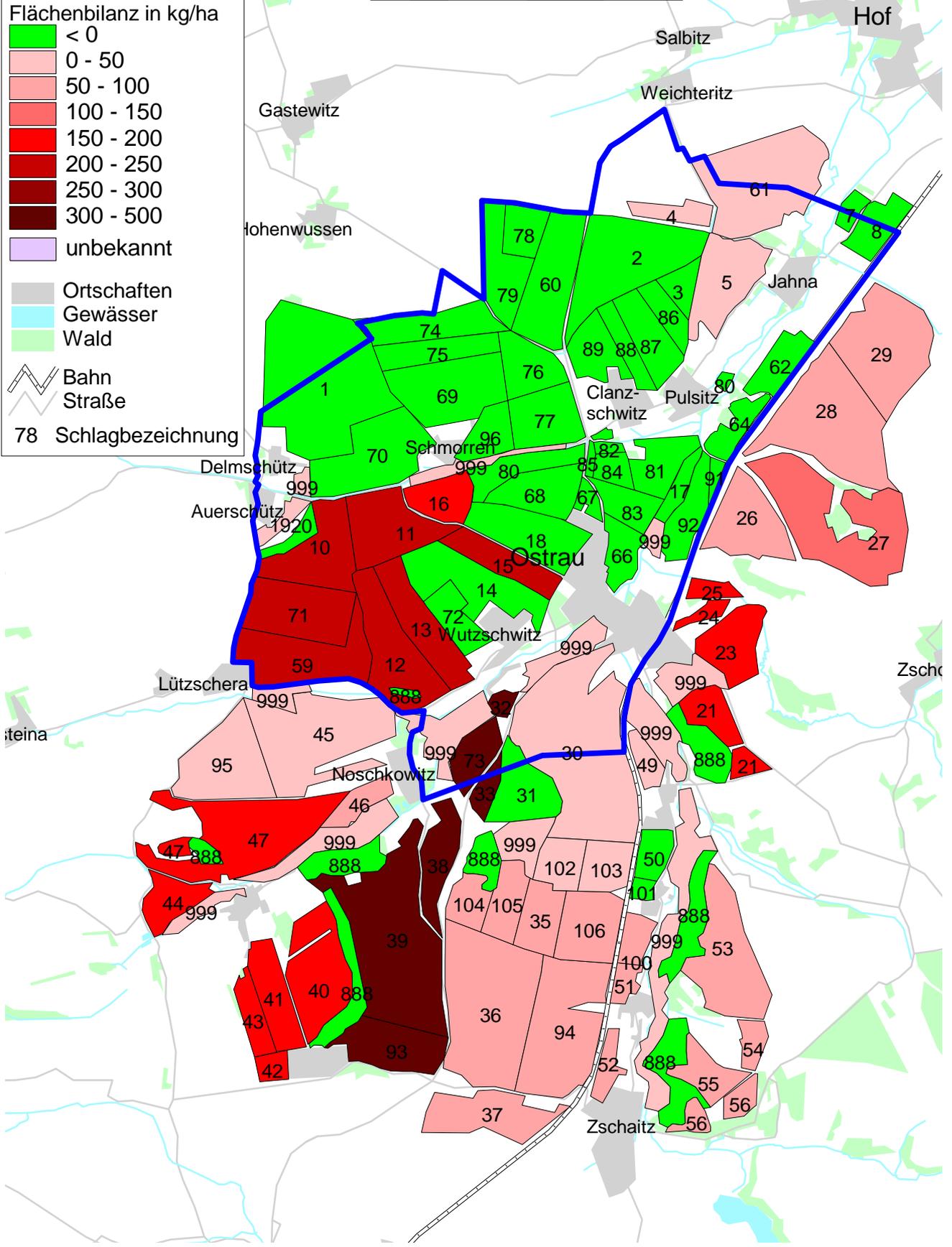
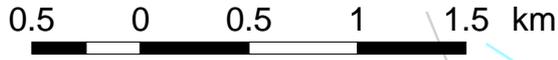
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1979

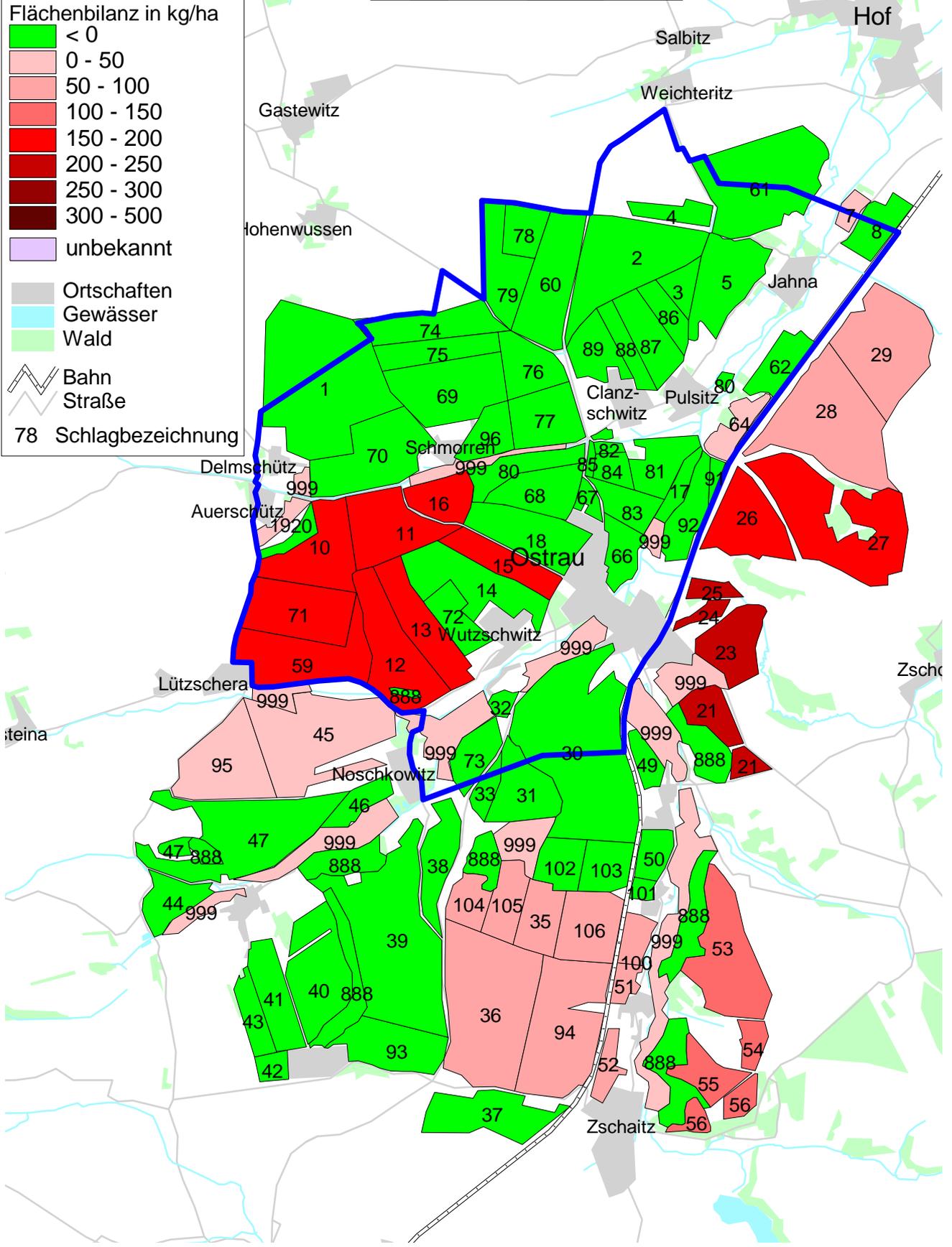
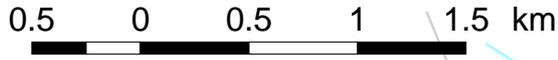
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1980

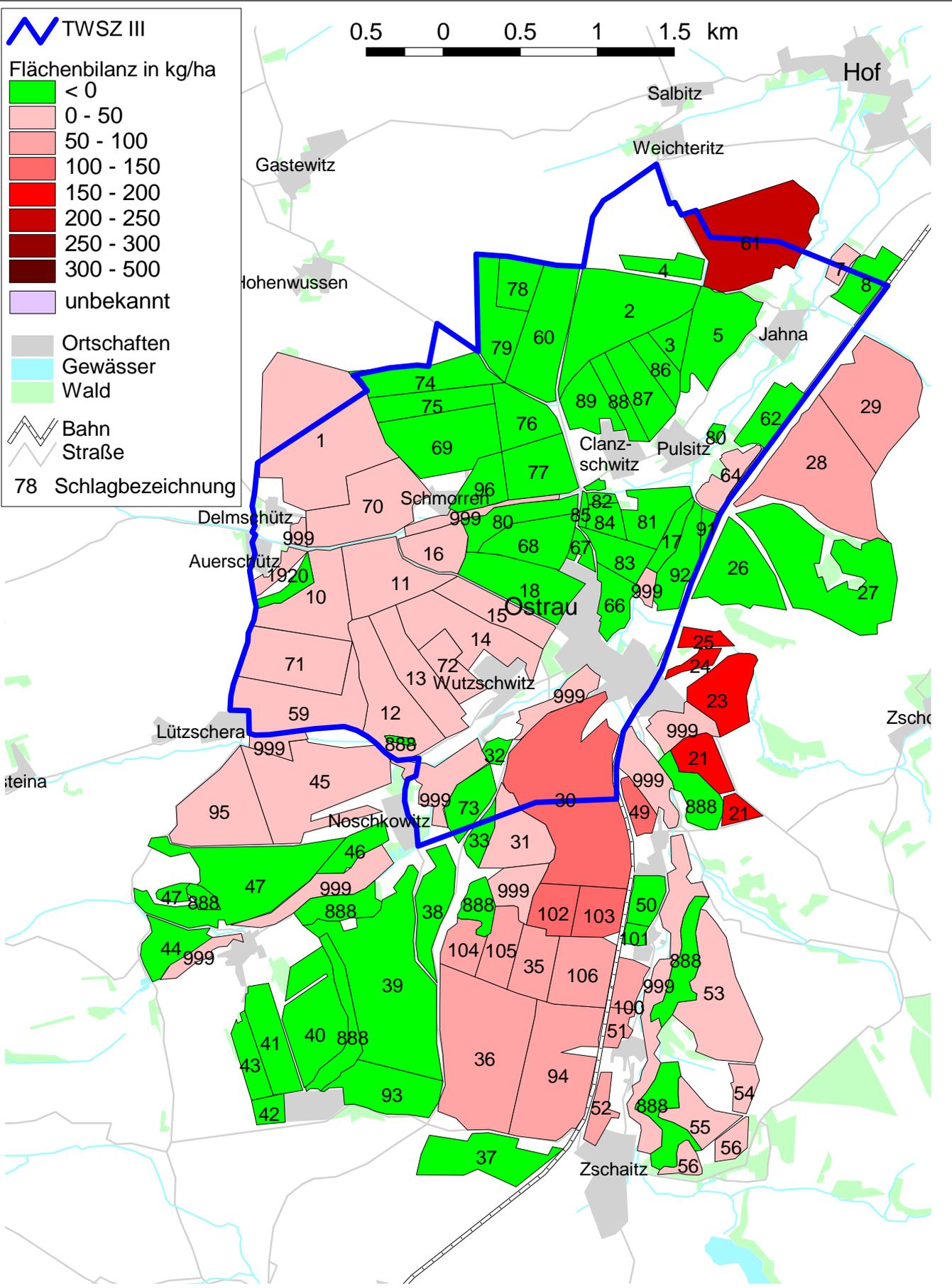
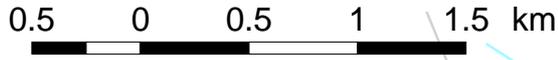
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

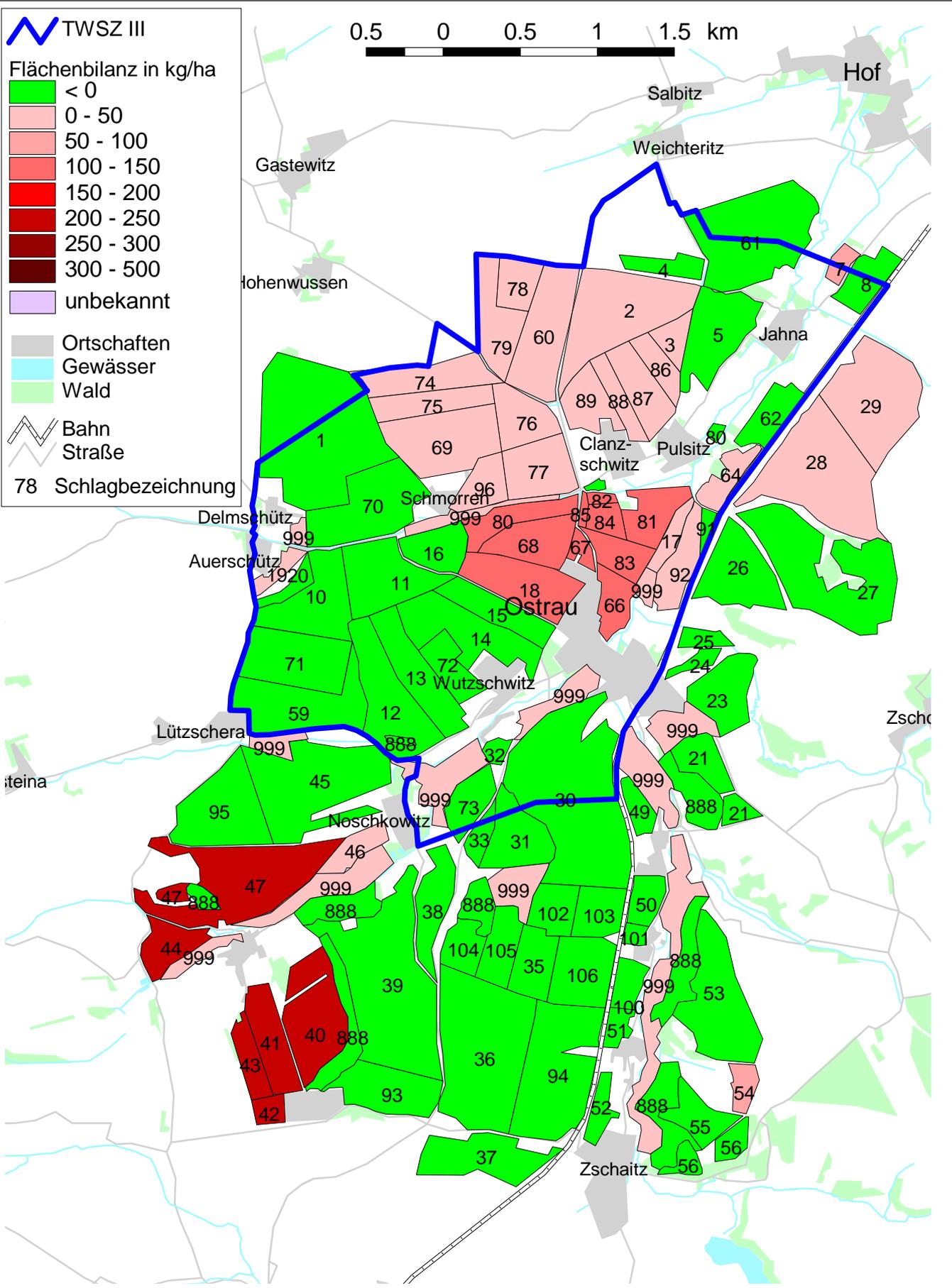
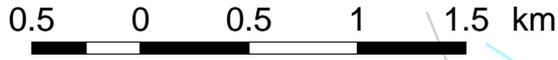
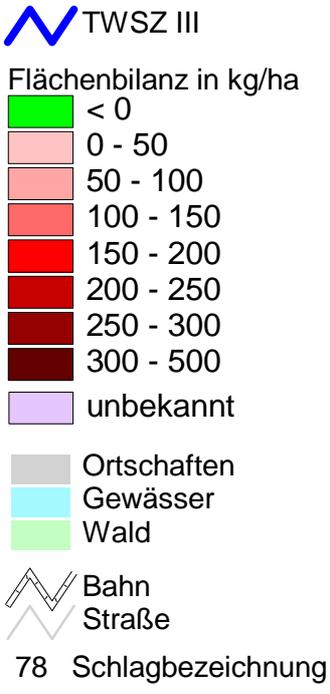
- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1981



Flächenbilanz 1982

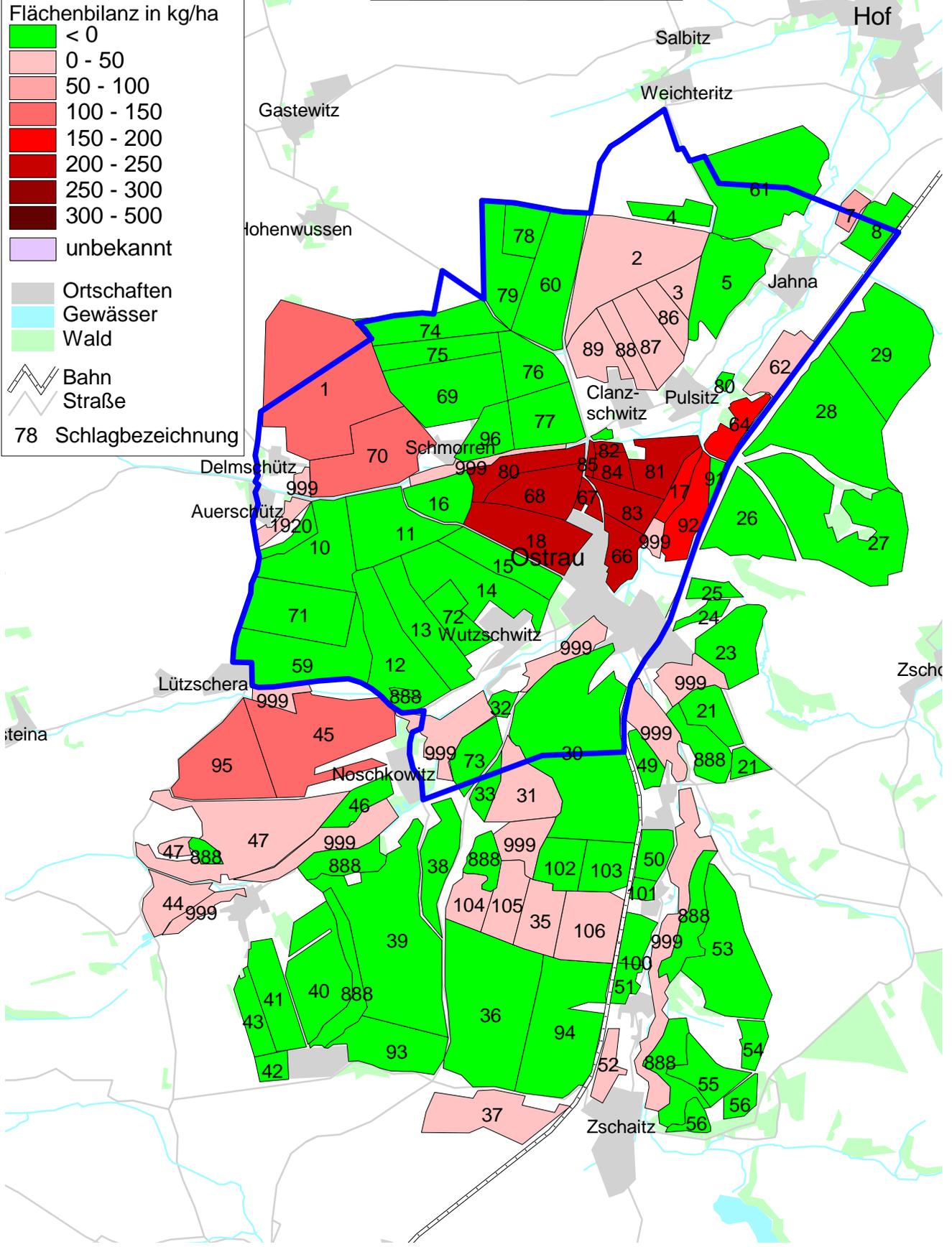
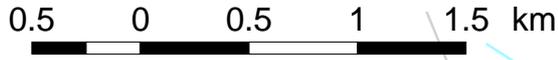
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1983

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle

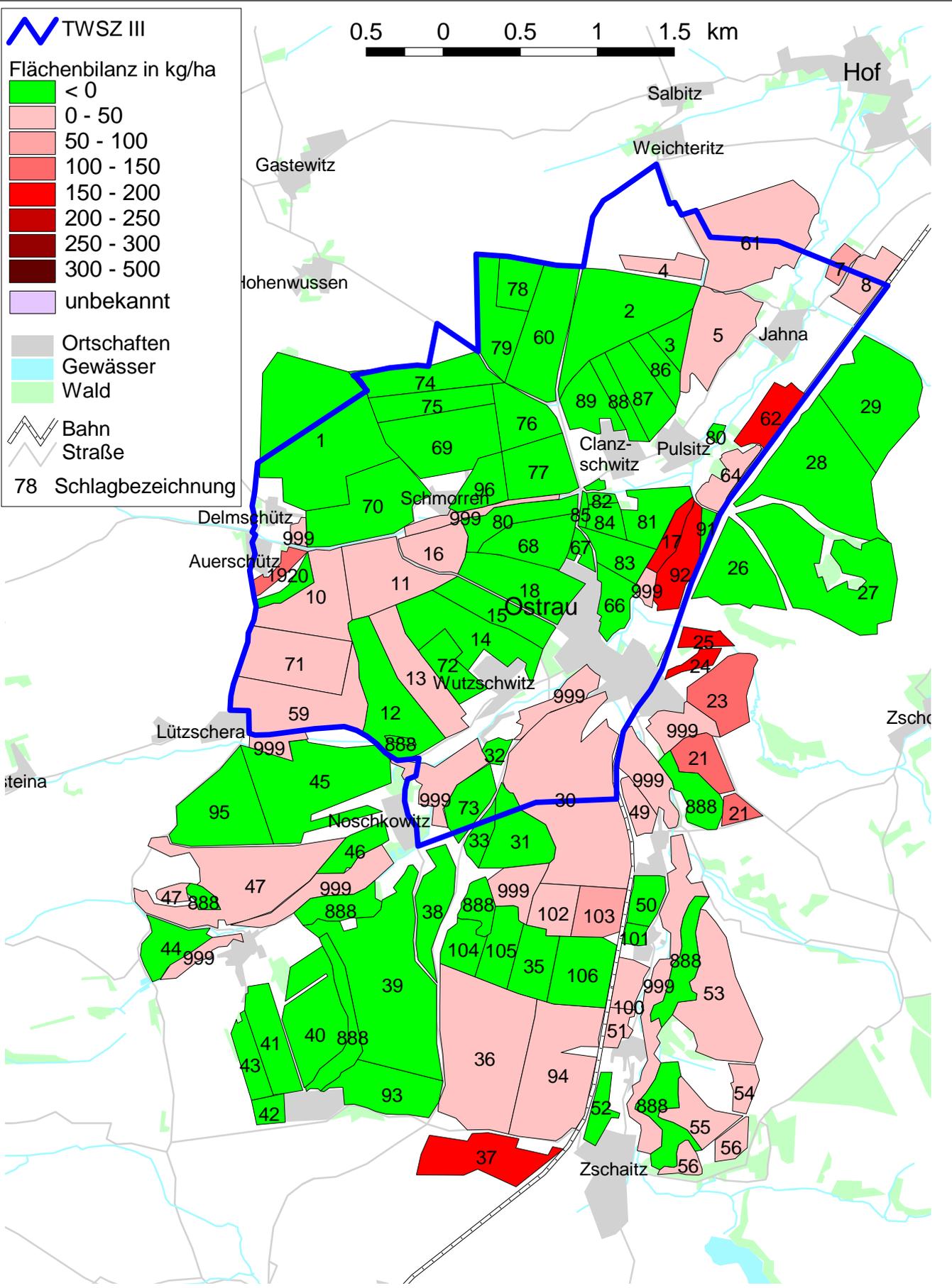
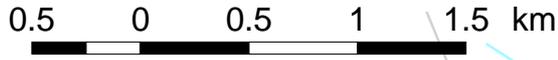
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

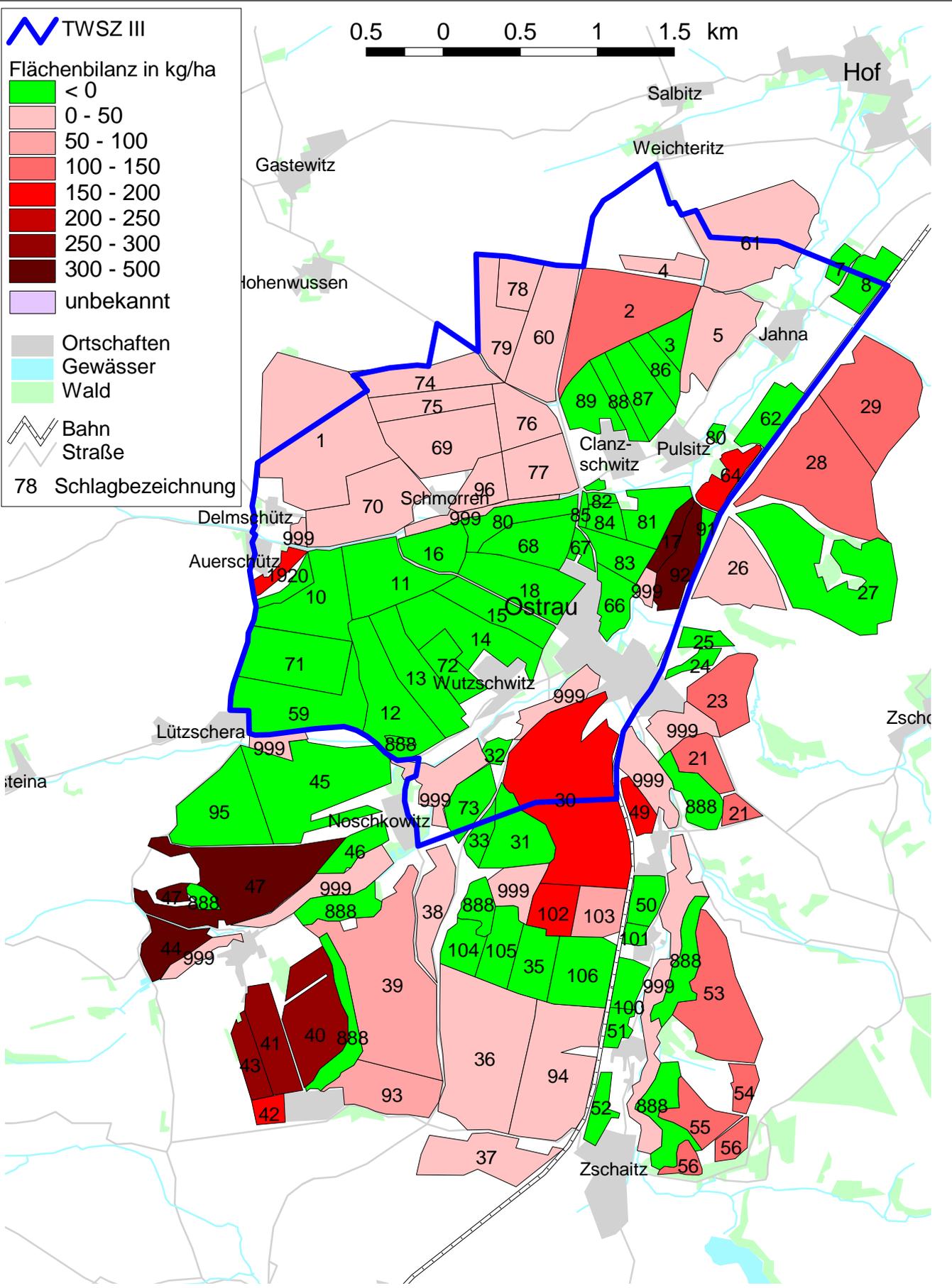
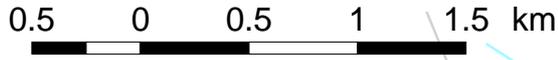
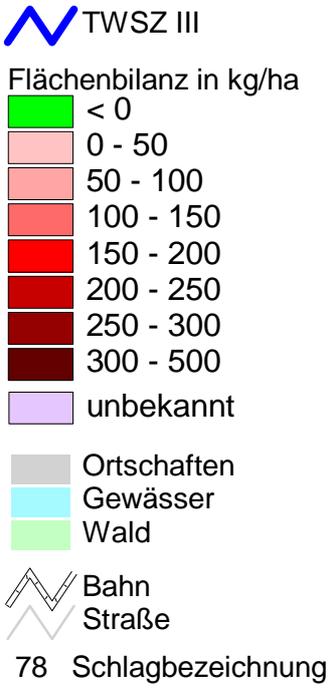
- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1984

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



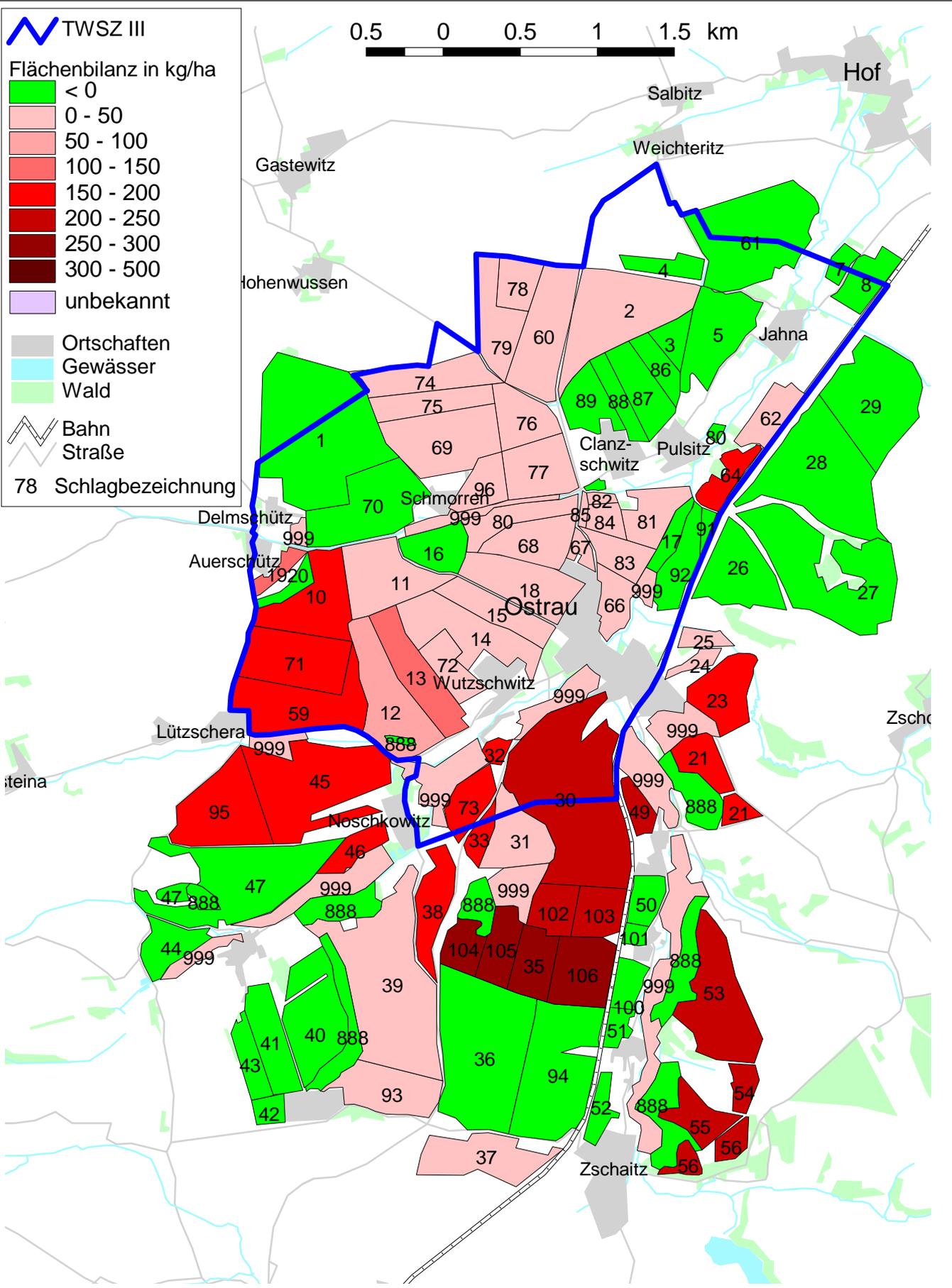
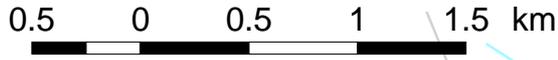
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1986

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle

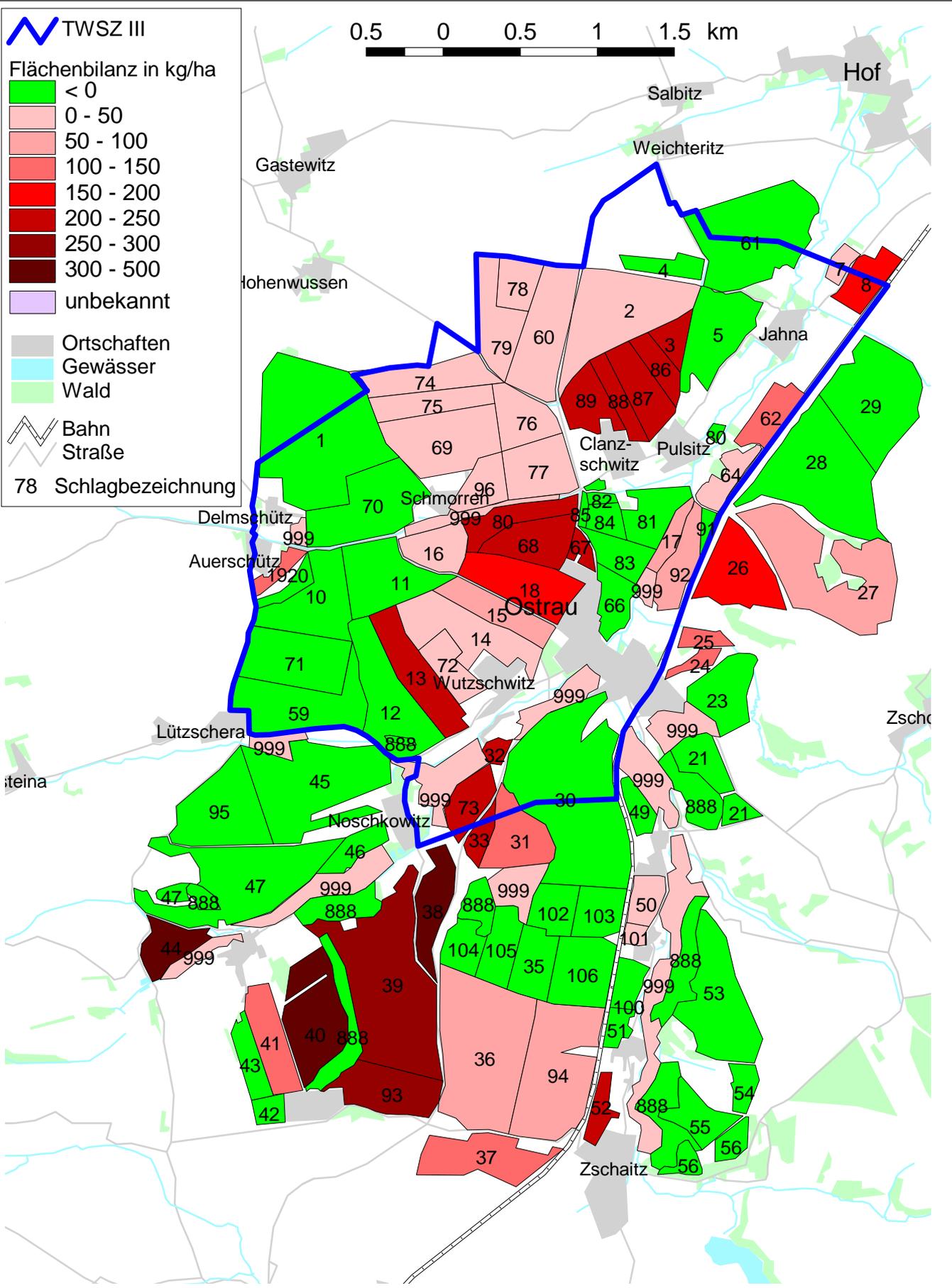
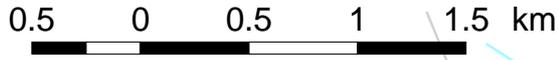
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

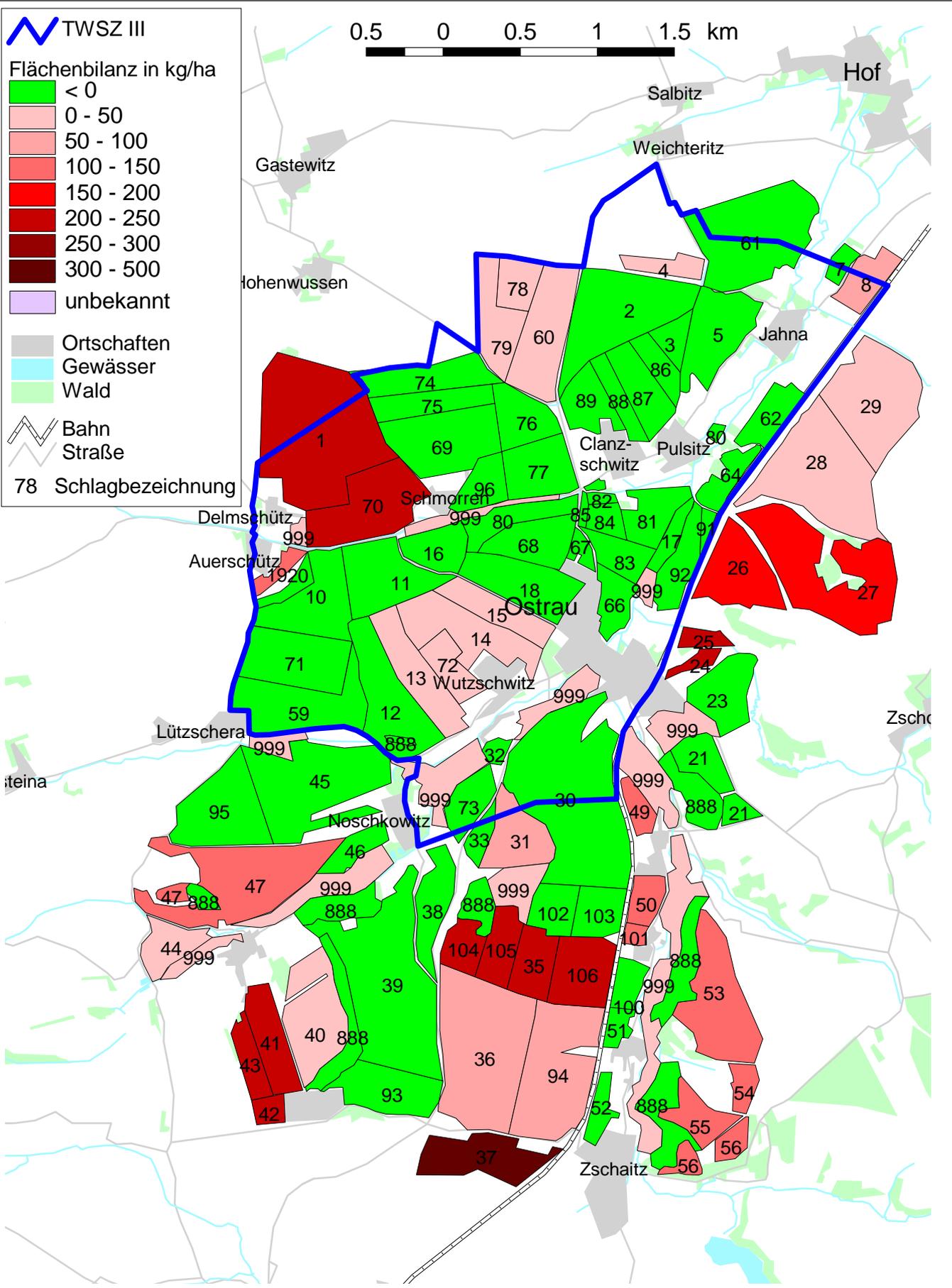
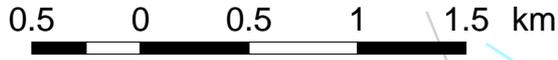
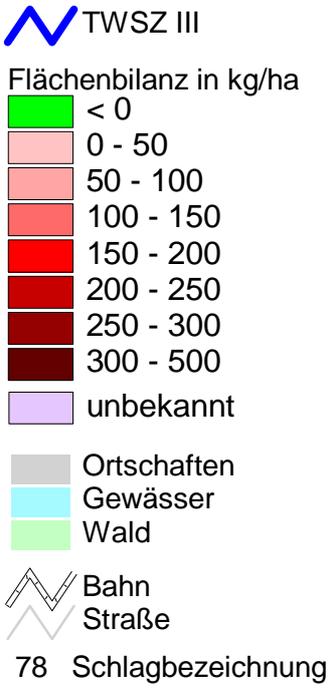
- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1987



Flächenbilanz 1988

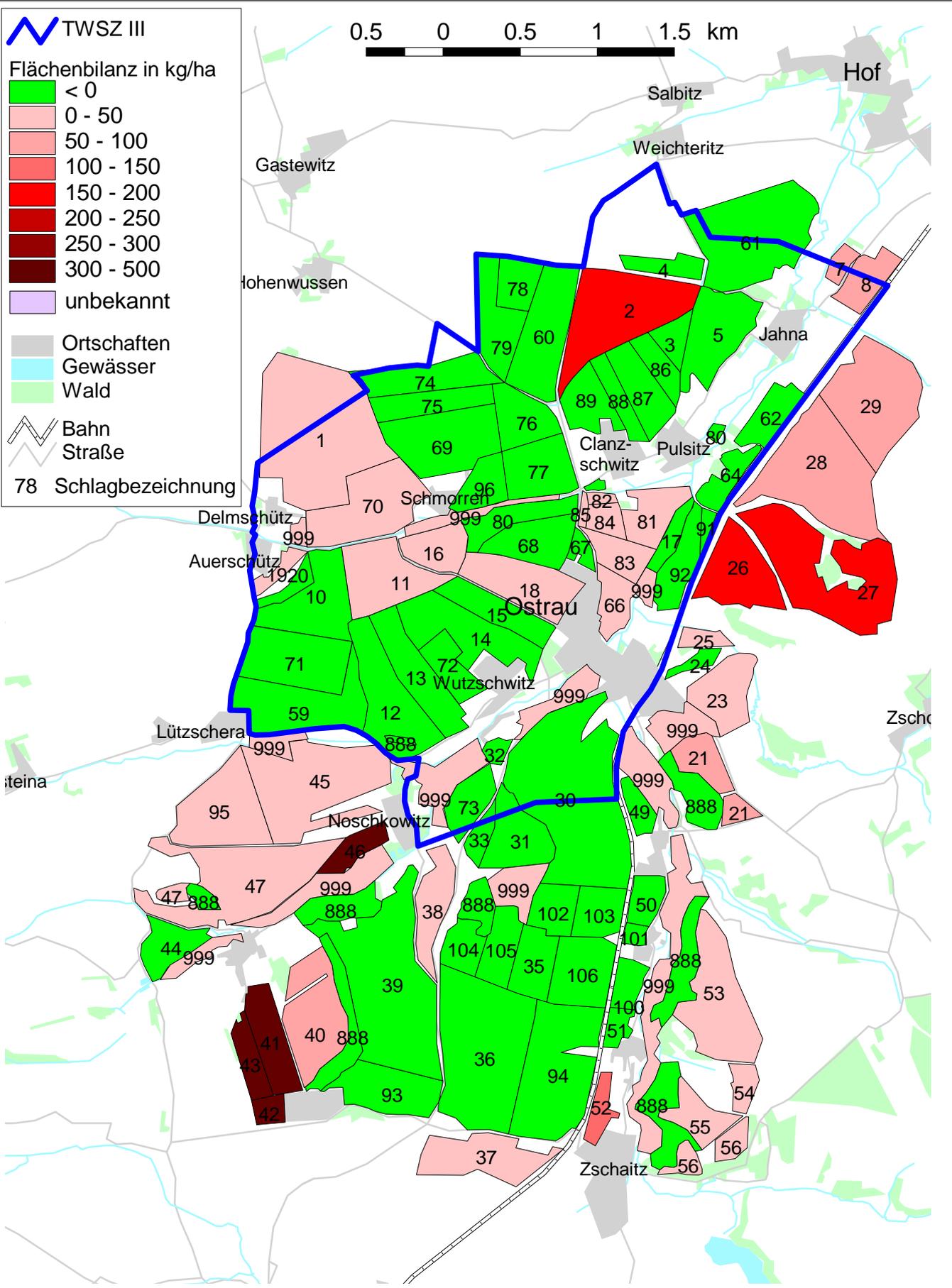
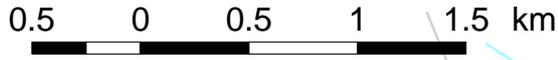
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

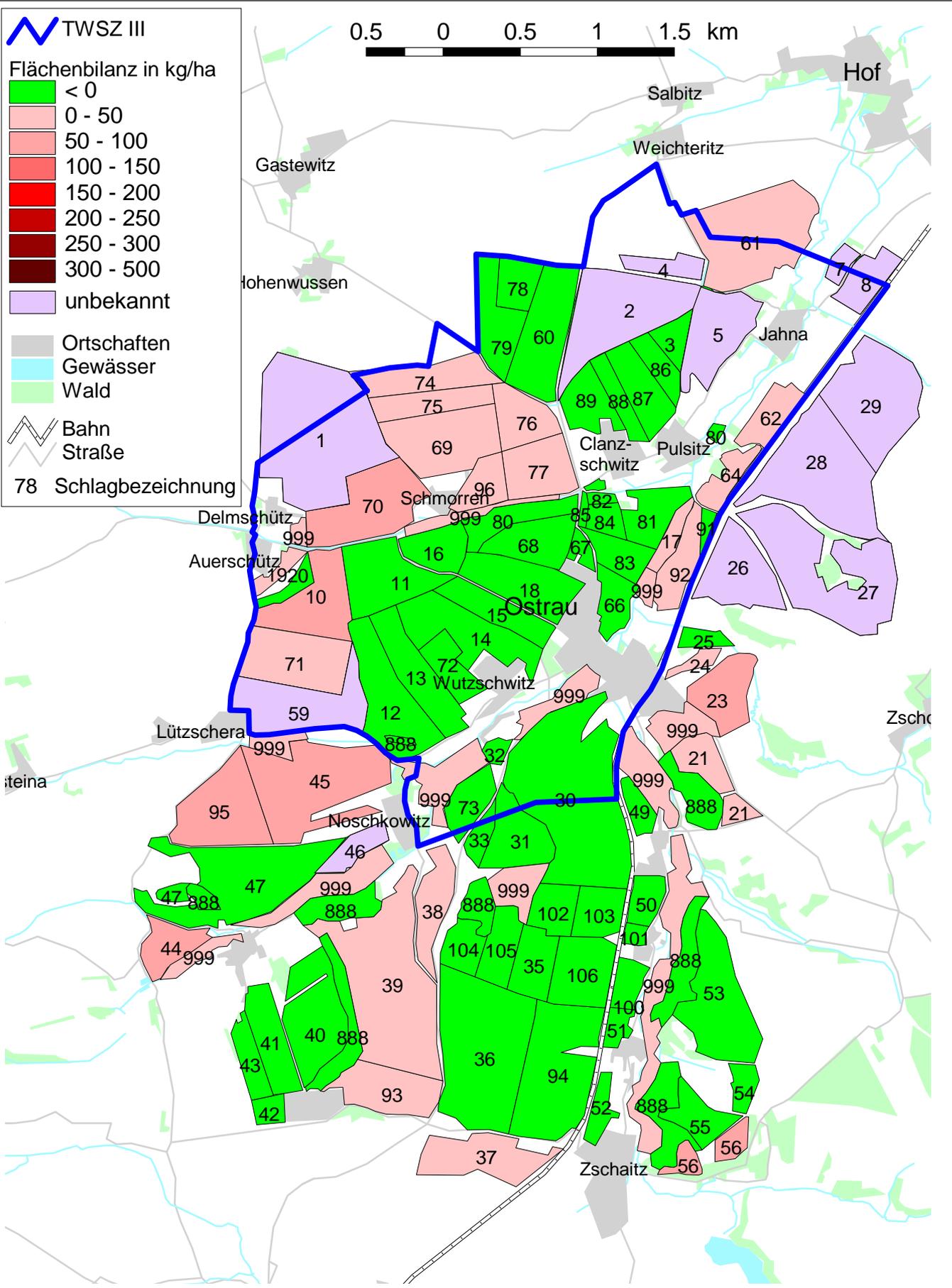
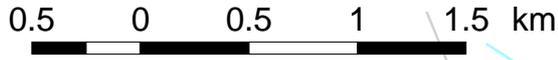
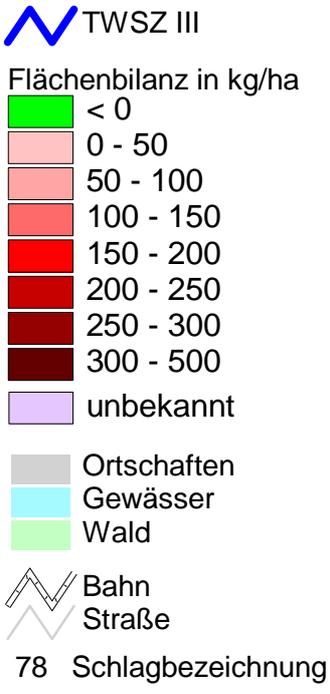
- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



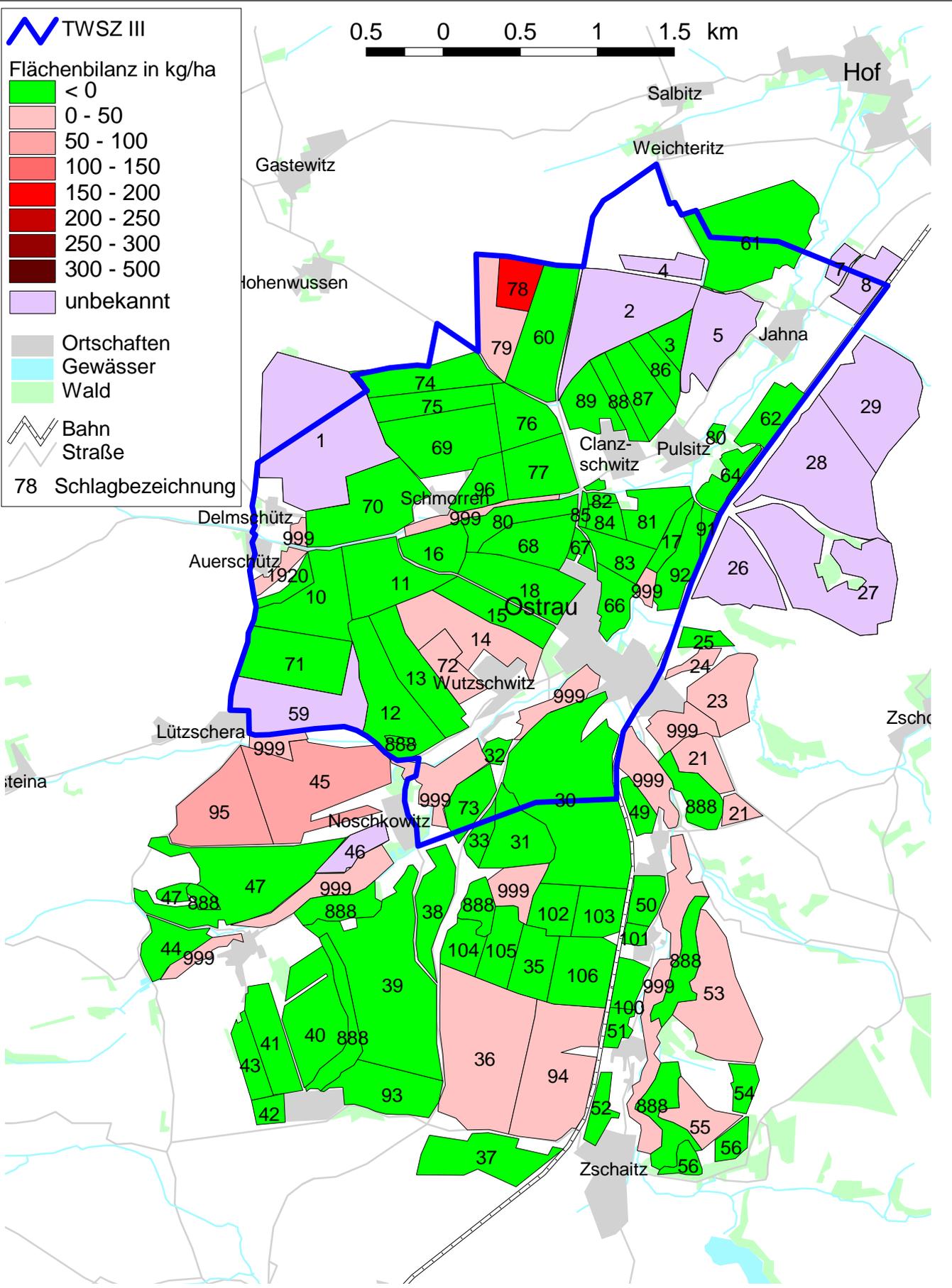
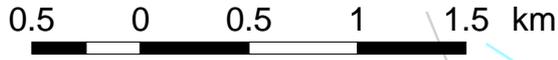
Flächenbilanz 1989

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



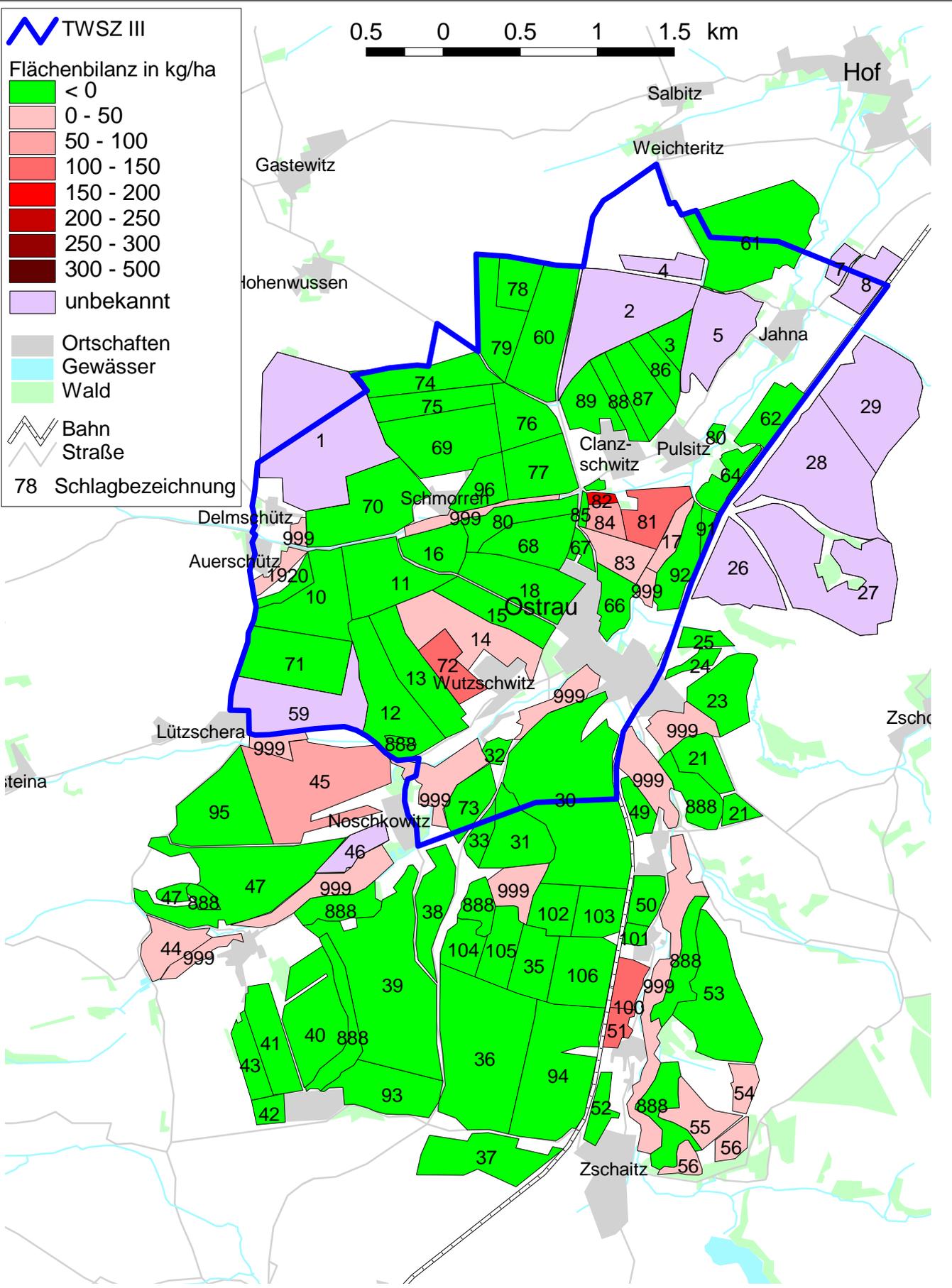
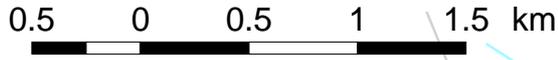
Flächenbilanz 1990

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



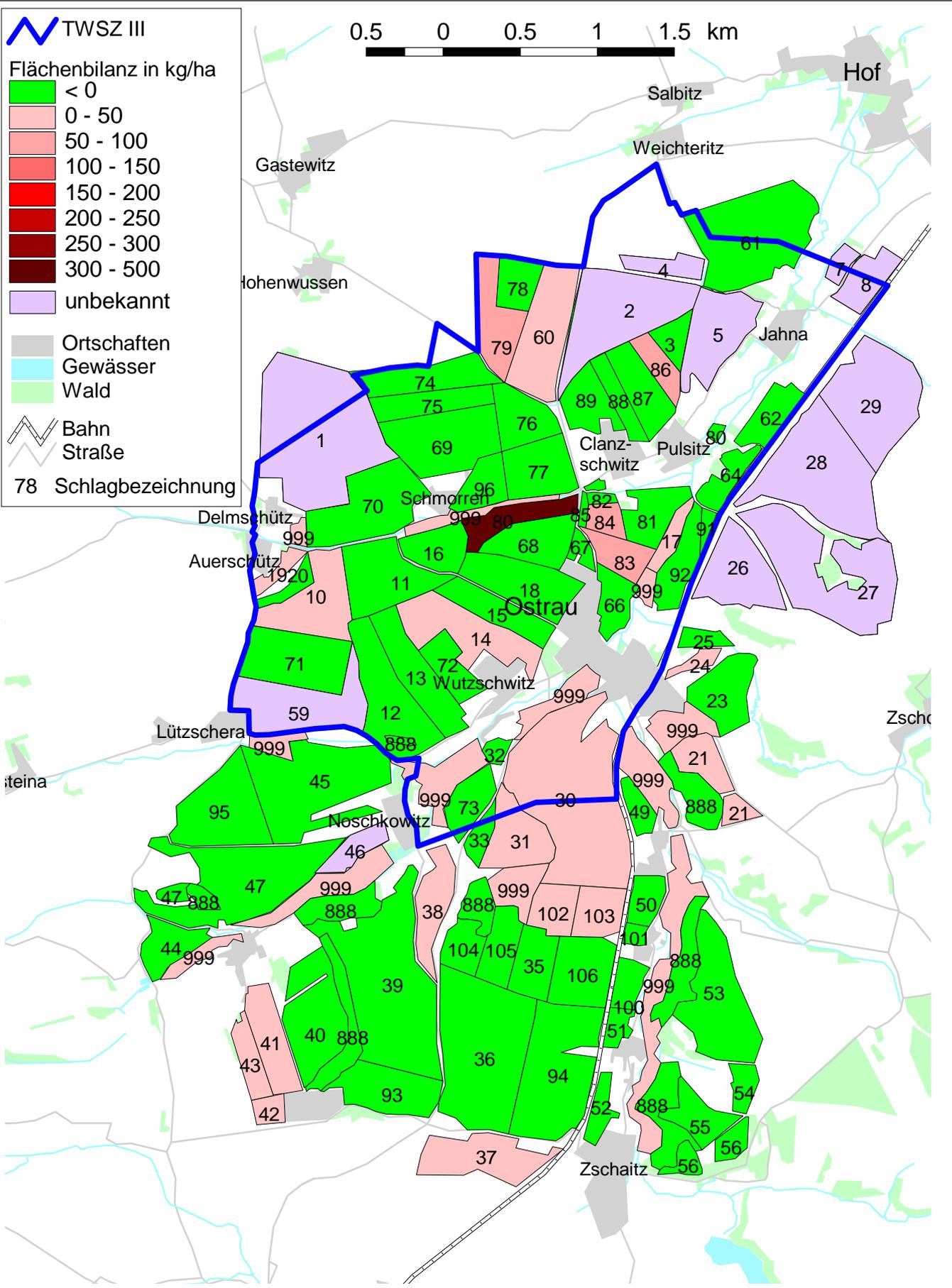
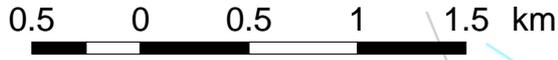
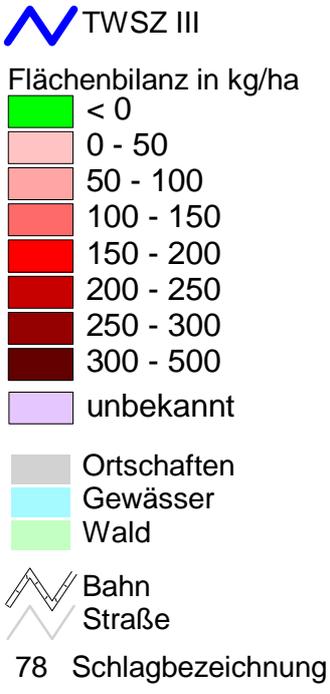
Flächenbilanz 1991

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



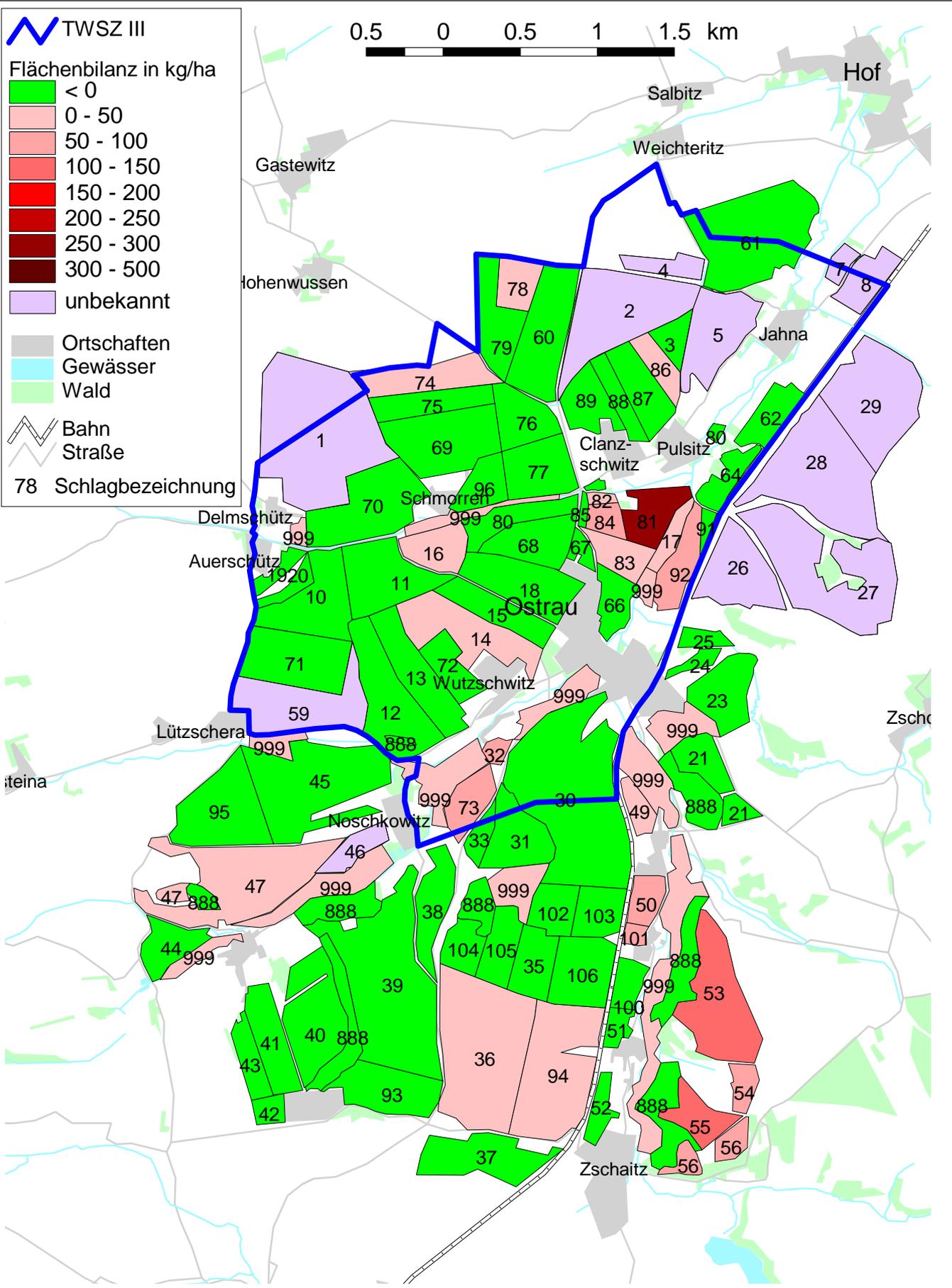
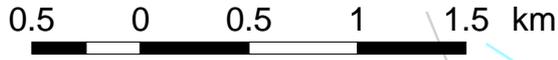
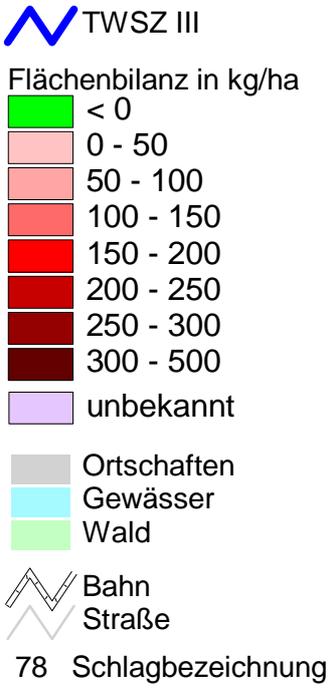
Flächenbilanz 1992

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



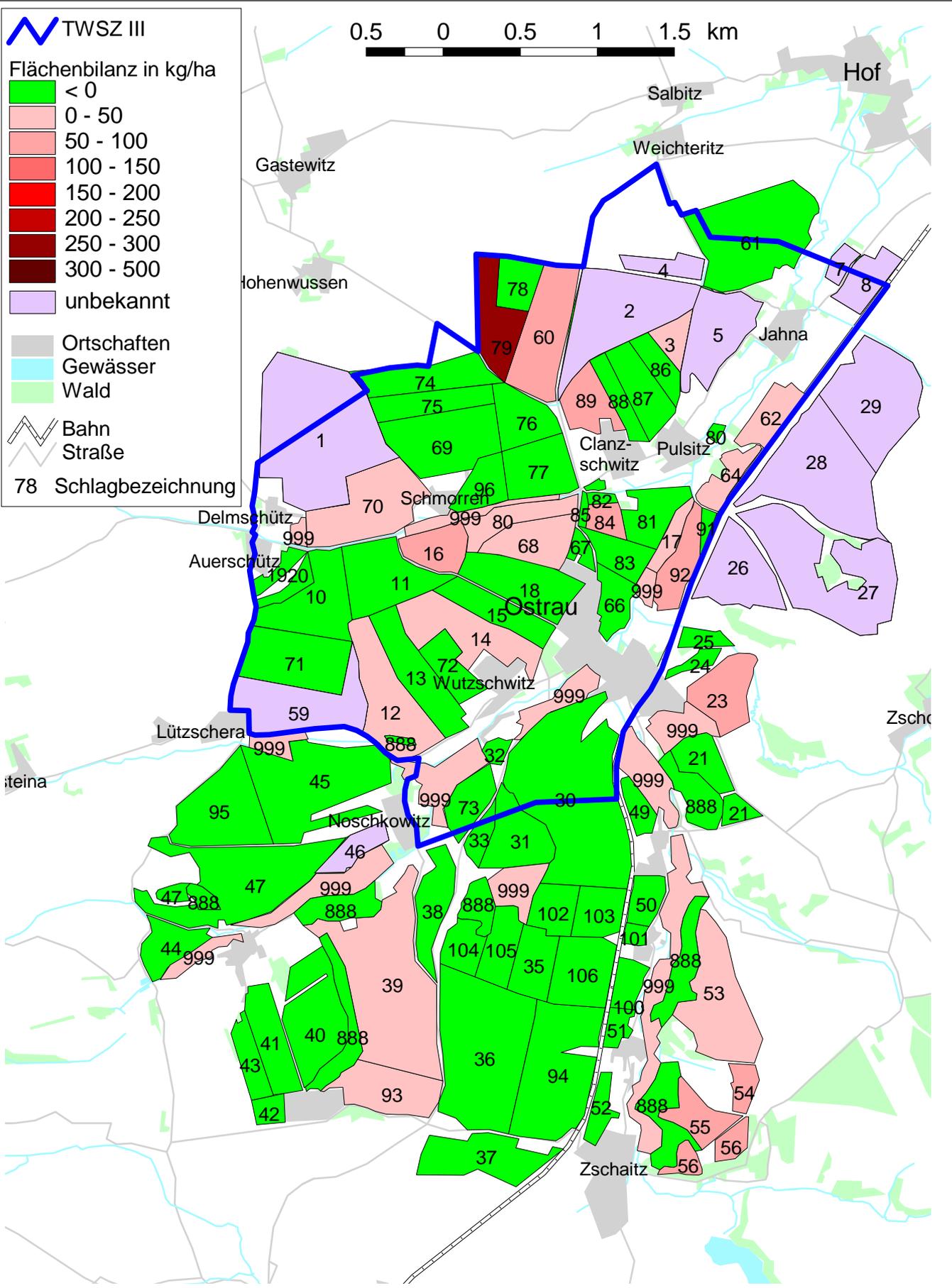
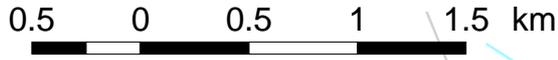
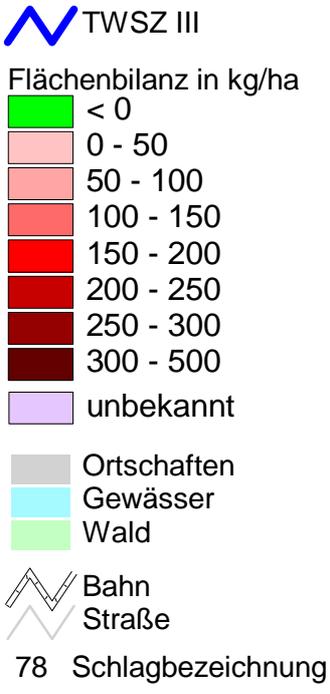
Flächenbilanz 1993

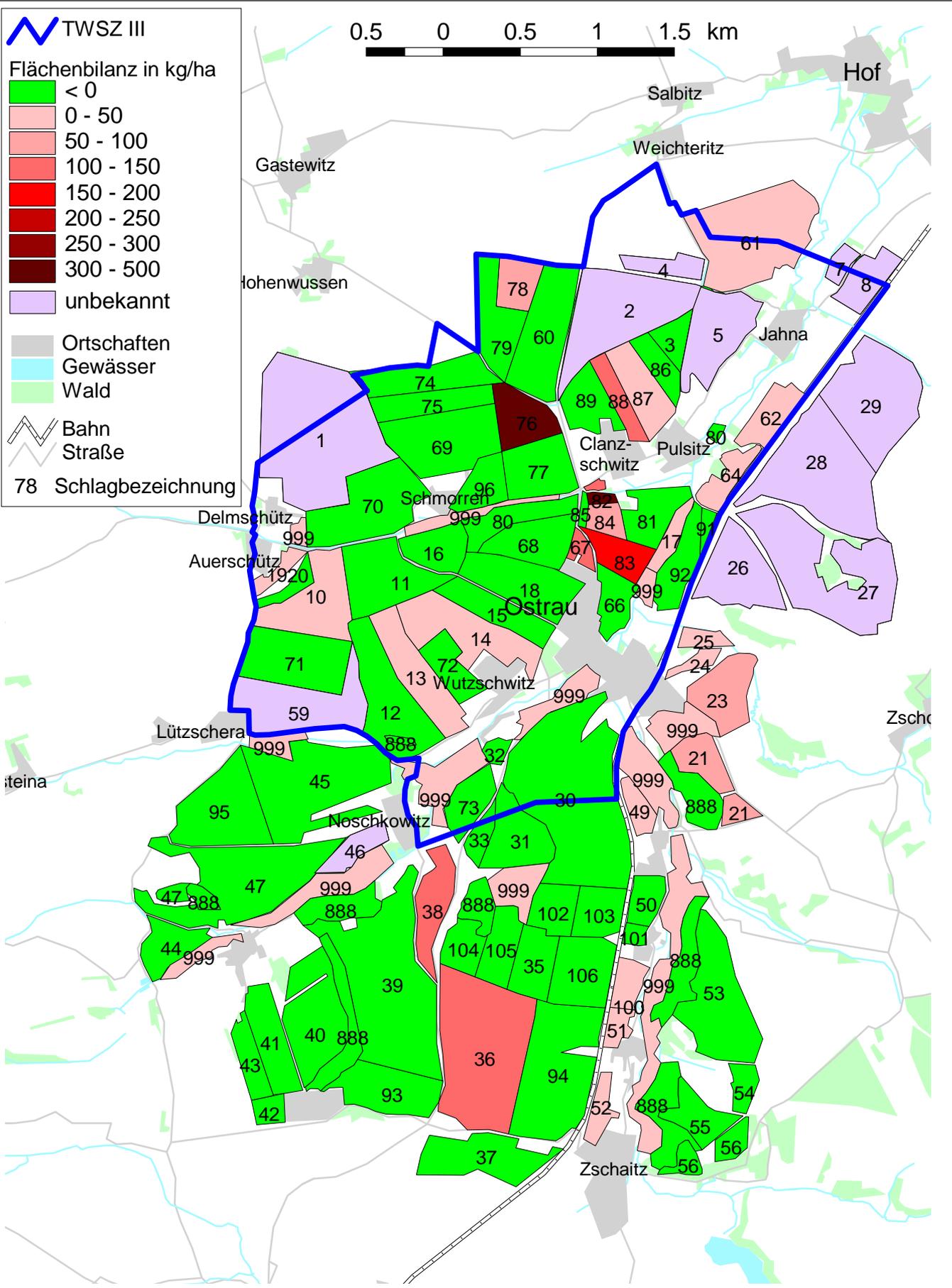
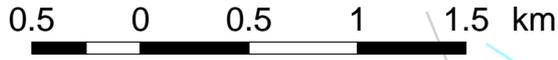
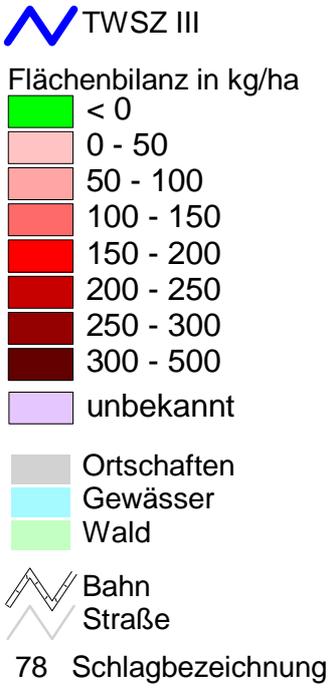
Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



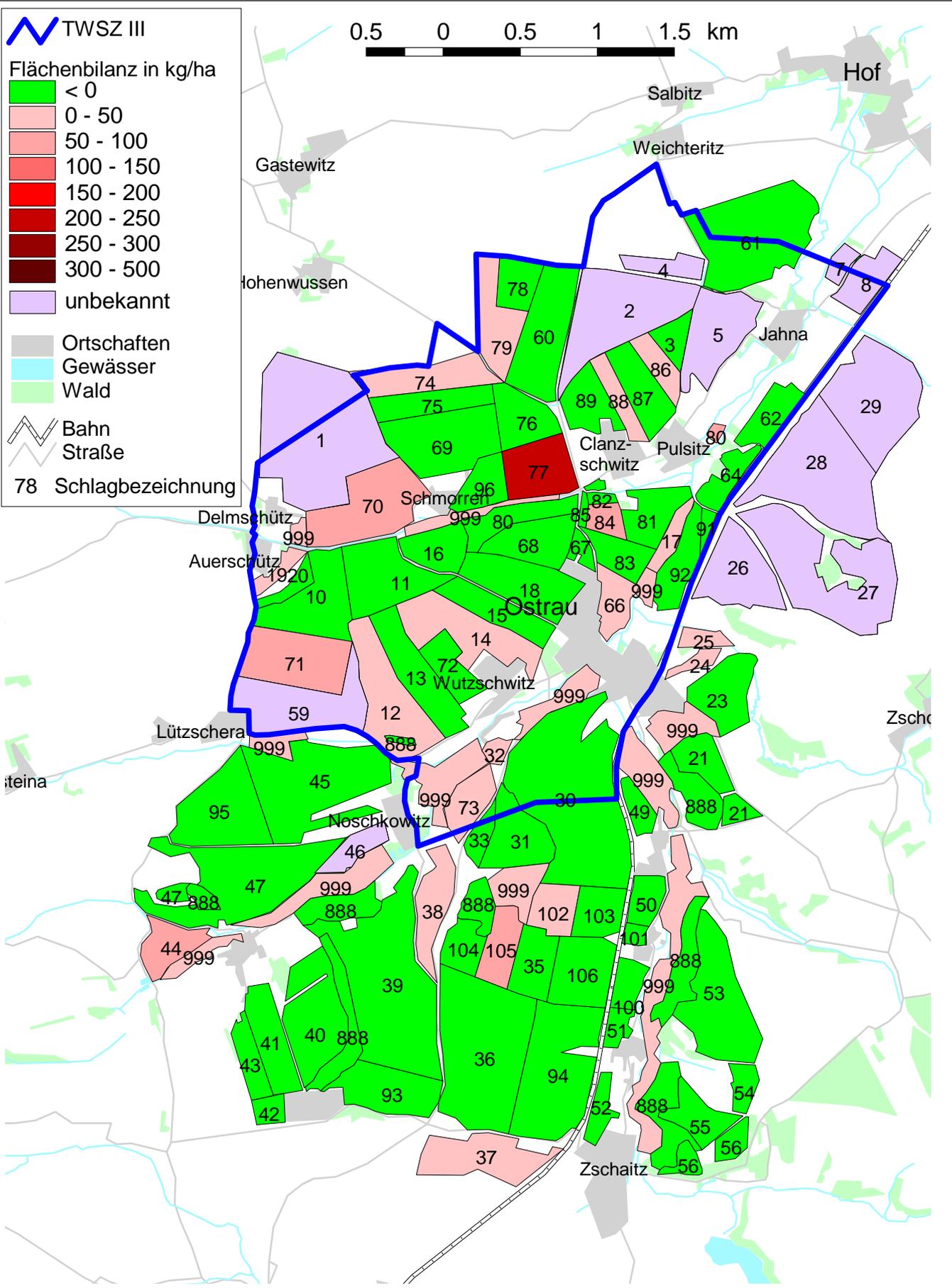
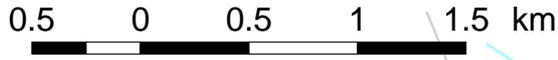
Flächenbilanz 1994

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle





Flächenbilanz 1996



Flächenbilanz 1997

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle

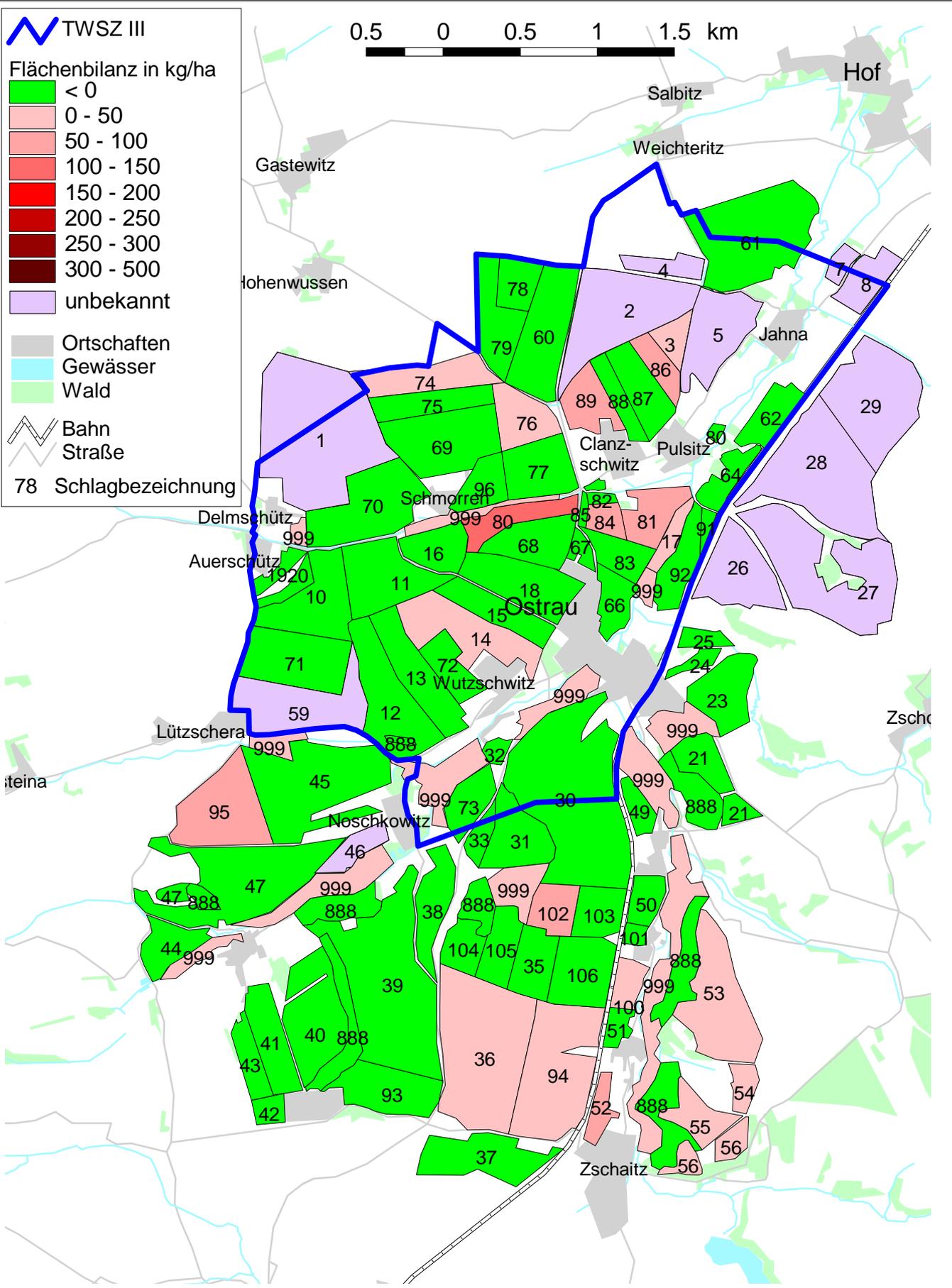
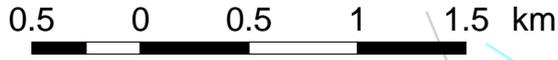
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



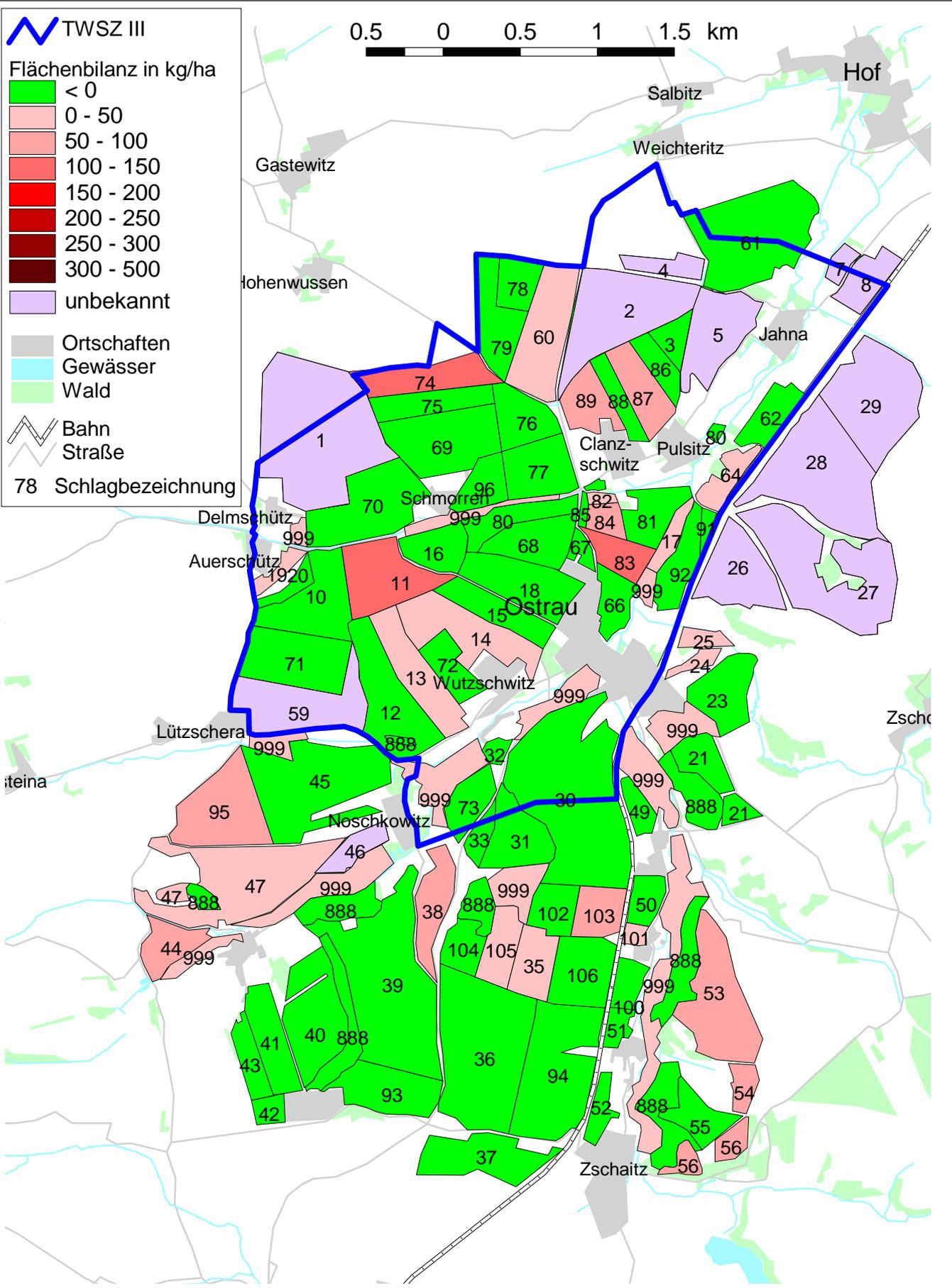
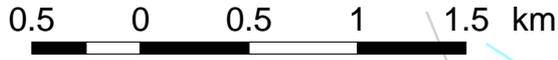
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1999

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle

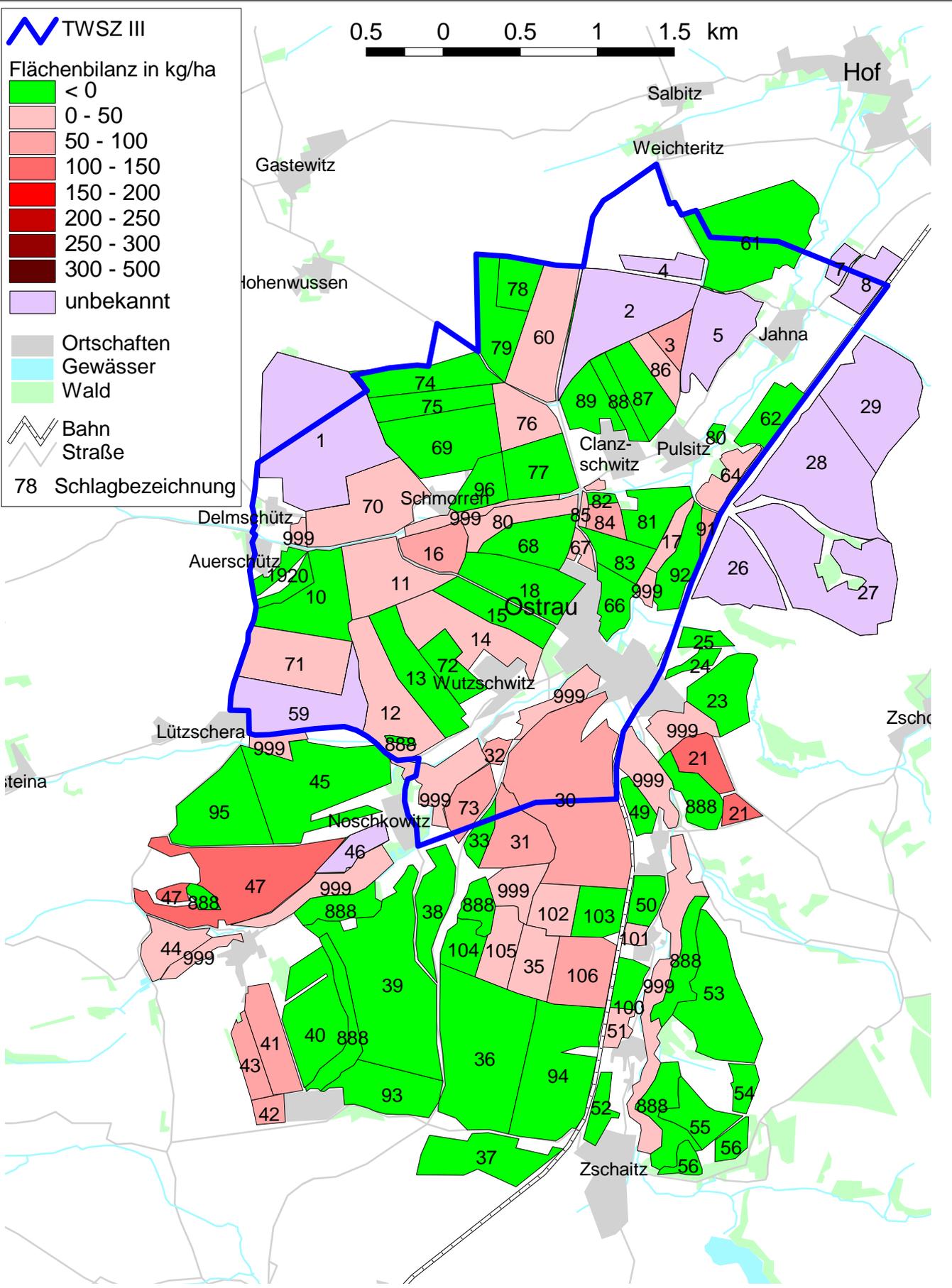
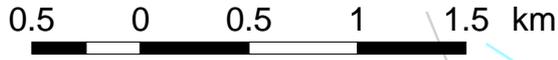
TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

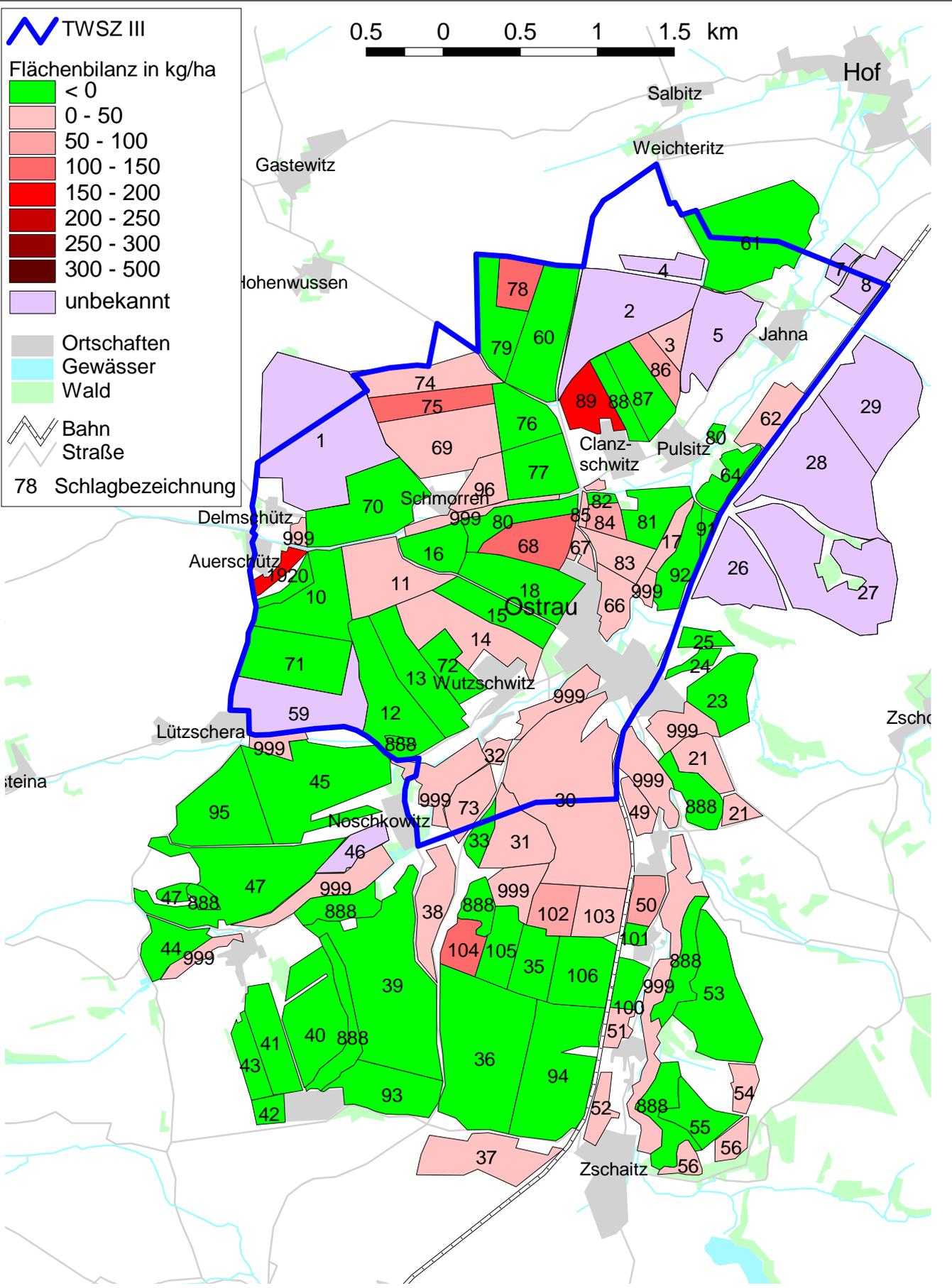
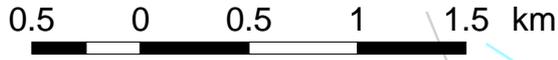
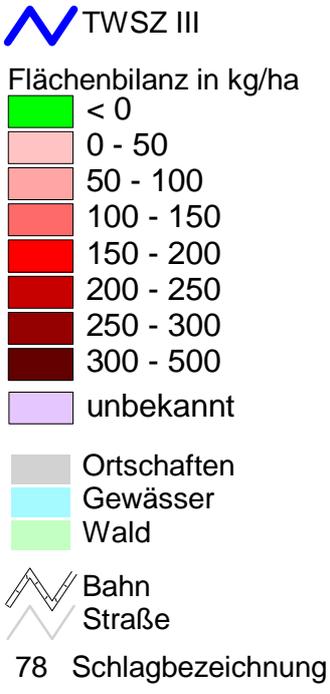
- < 0
- 0 - 50
- 50 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 300
- 300 - 500
- unbekannt

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald
- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung

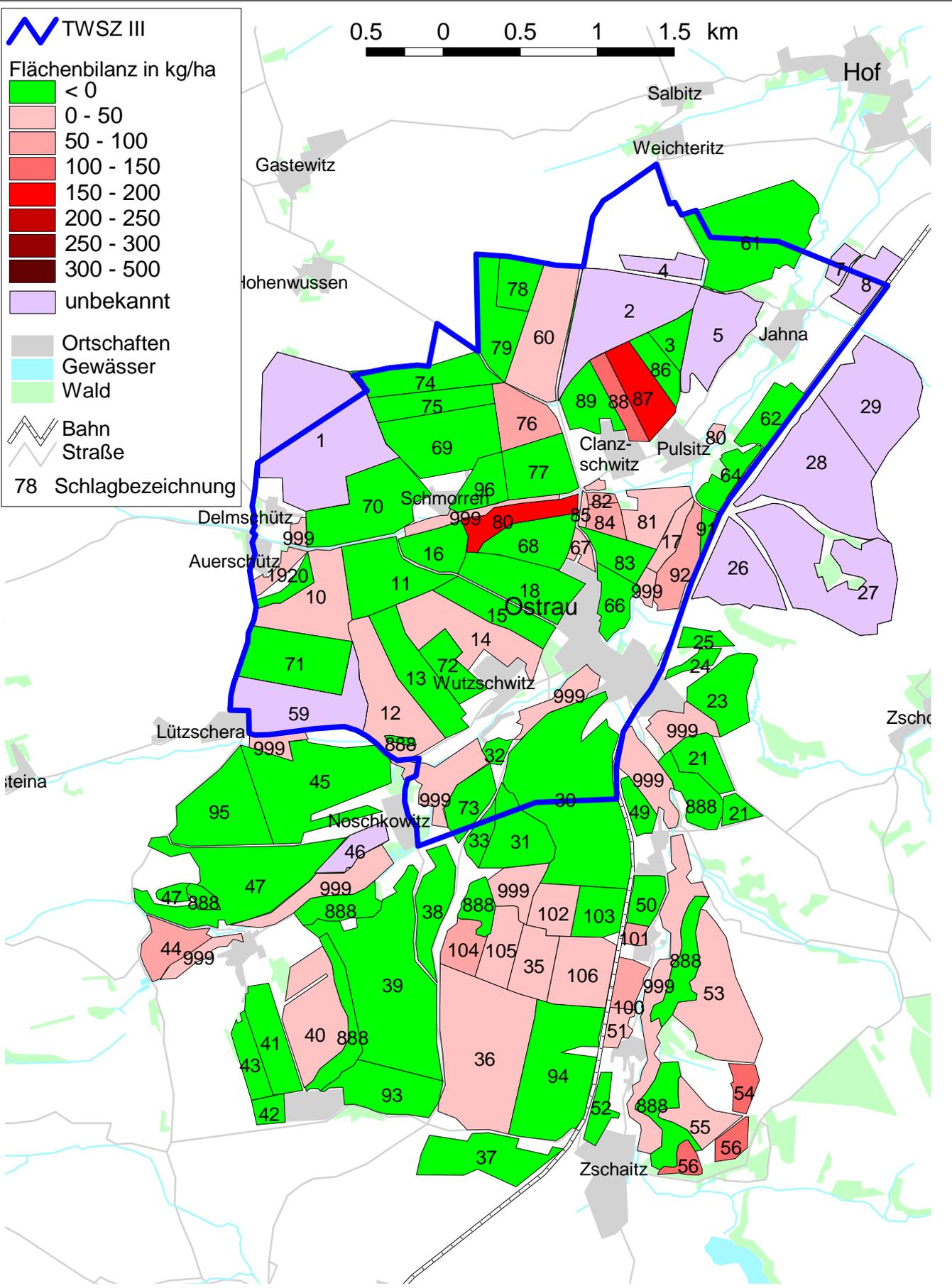
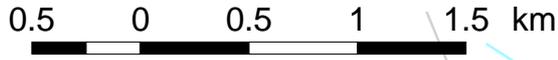


Flächenbilanz 2000



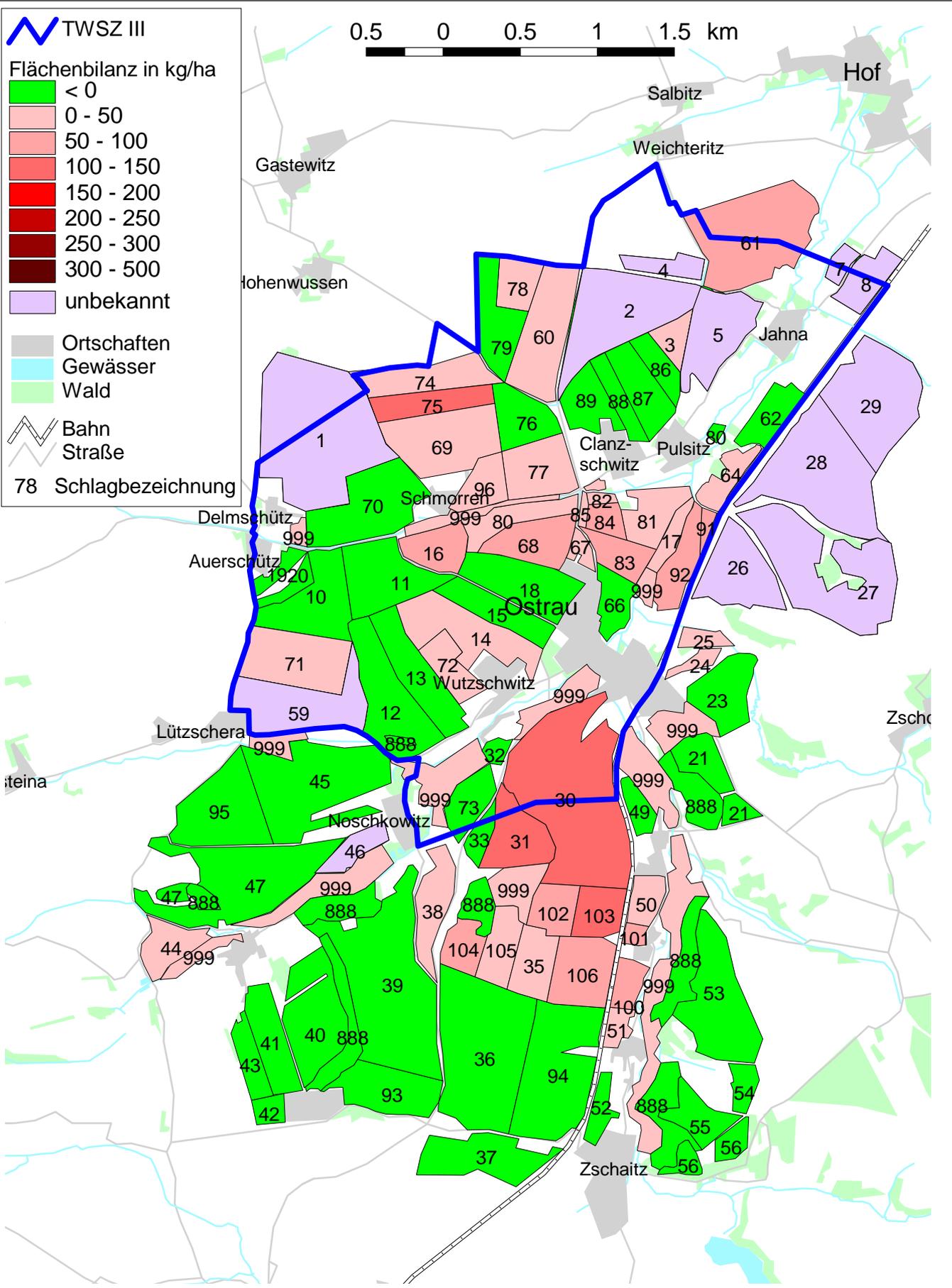
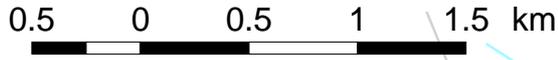
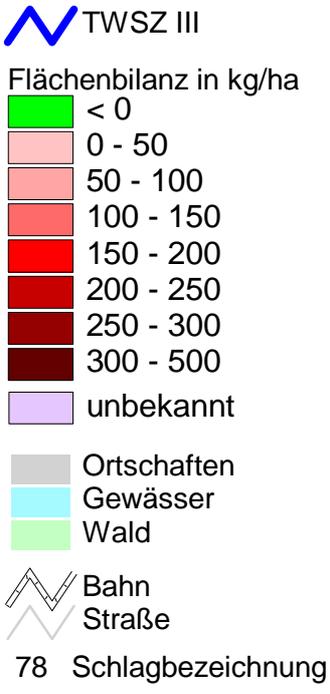
Flächenbilanz 2001

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



Flächenbilanz 2002

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



Flächenbilanz 2003

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle

TWSZ III

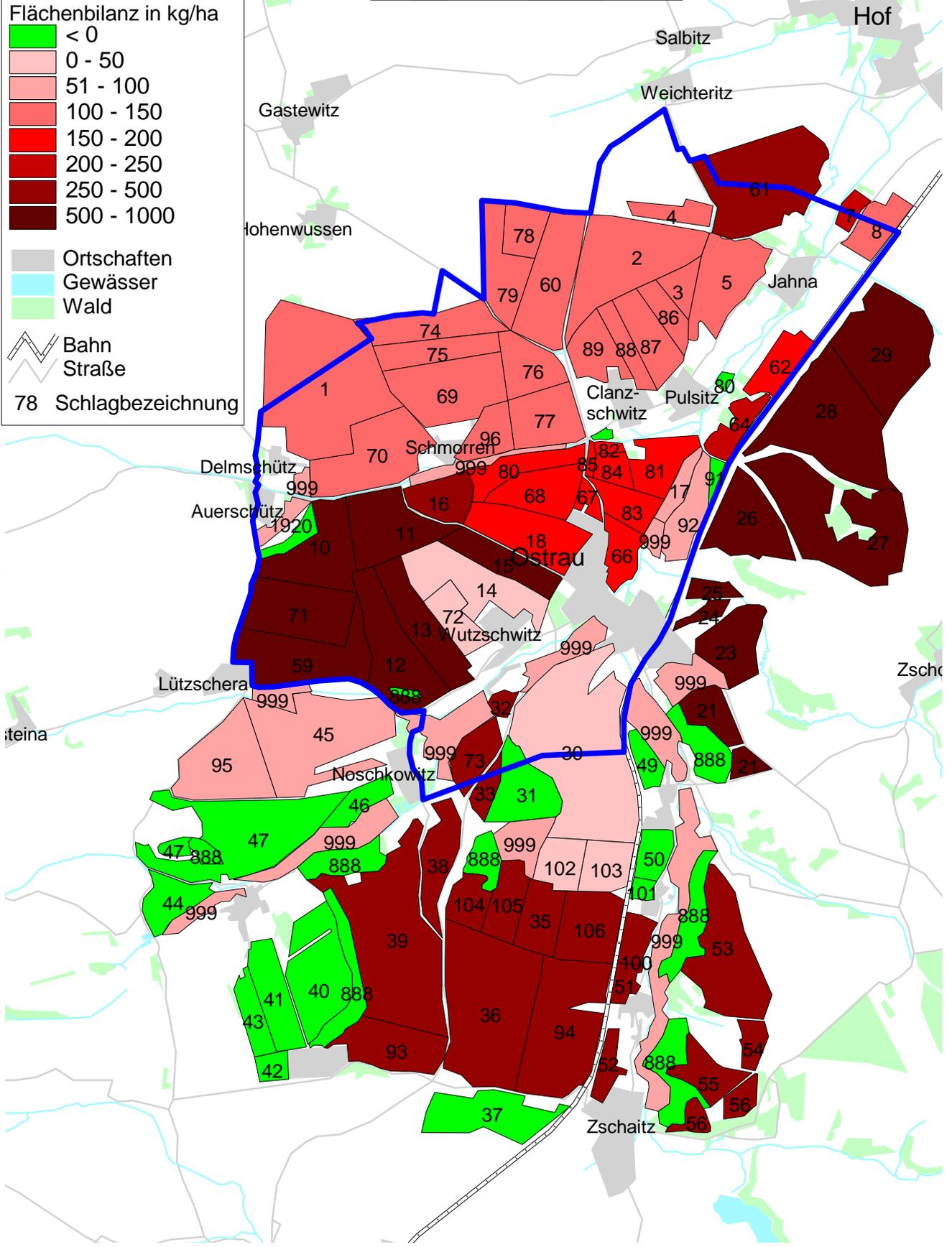
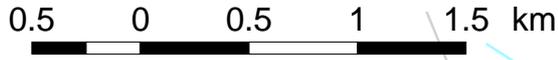
Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 51 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 500
- 500 - 1000

Ortschaften
 Gewässer
 Wald

Bahn
 Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1977-1981

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle

TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 51 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 500
- 500 - 1000

Ortschaften

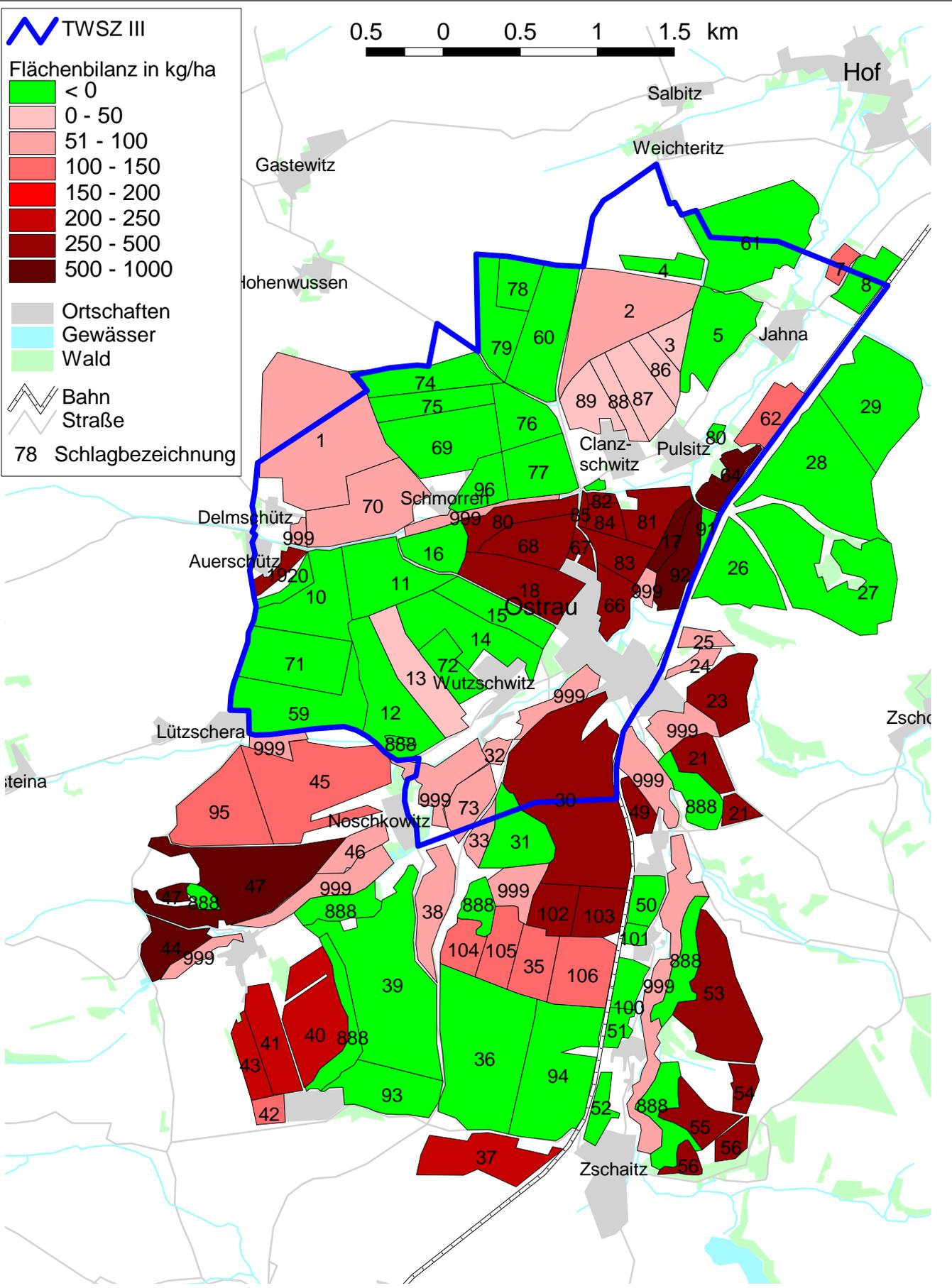
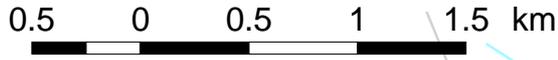
Gewässer

Wald

Bahn

Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1982-1986

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle

TWSZ III

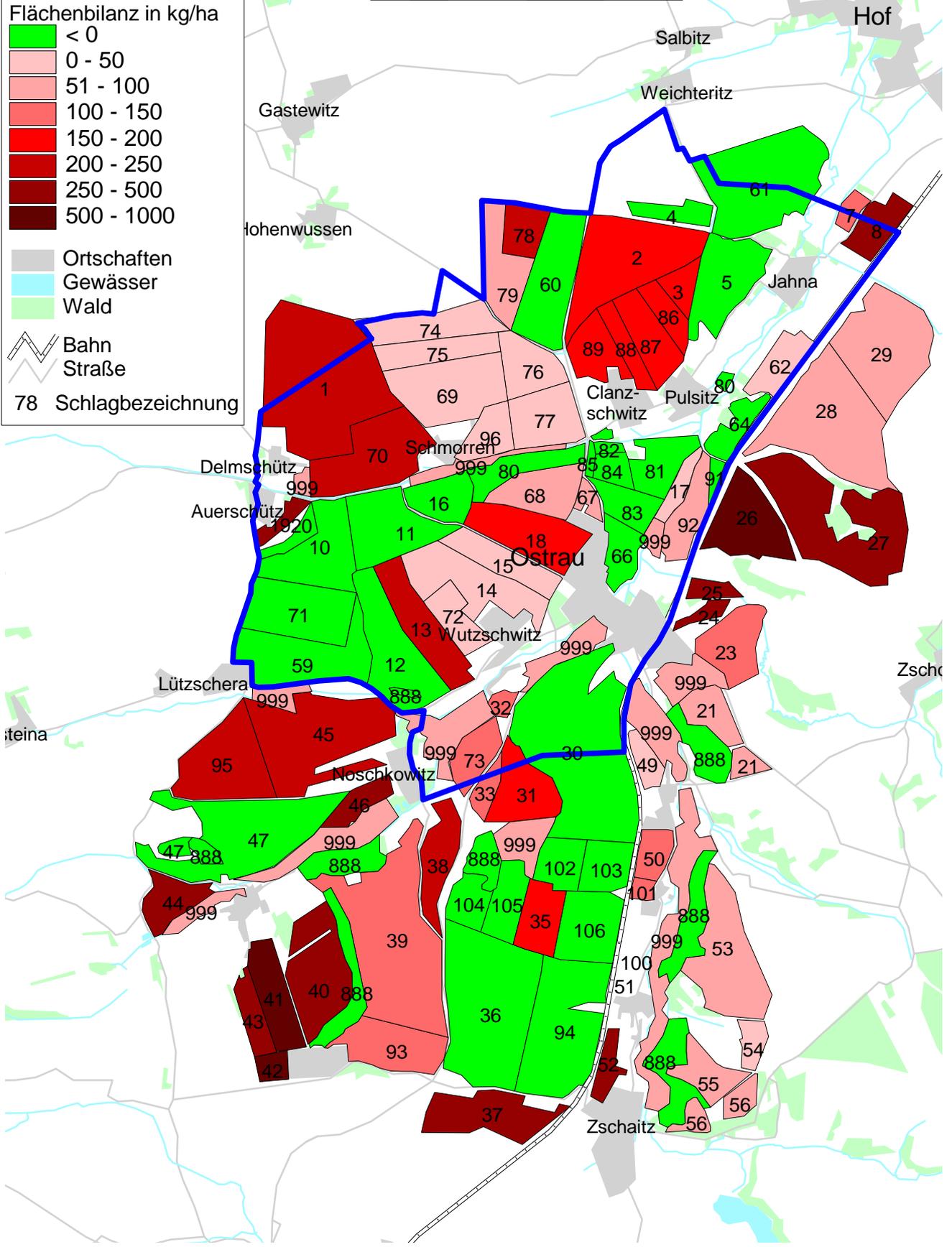
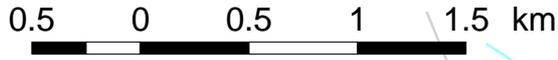
Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 50
- 51 - 100
- 100 - 150
- 150 - 200
- 200 - 250
- 250 - 500
- 500 - 1000

Ortschaften
 Gewässer
 Wald

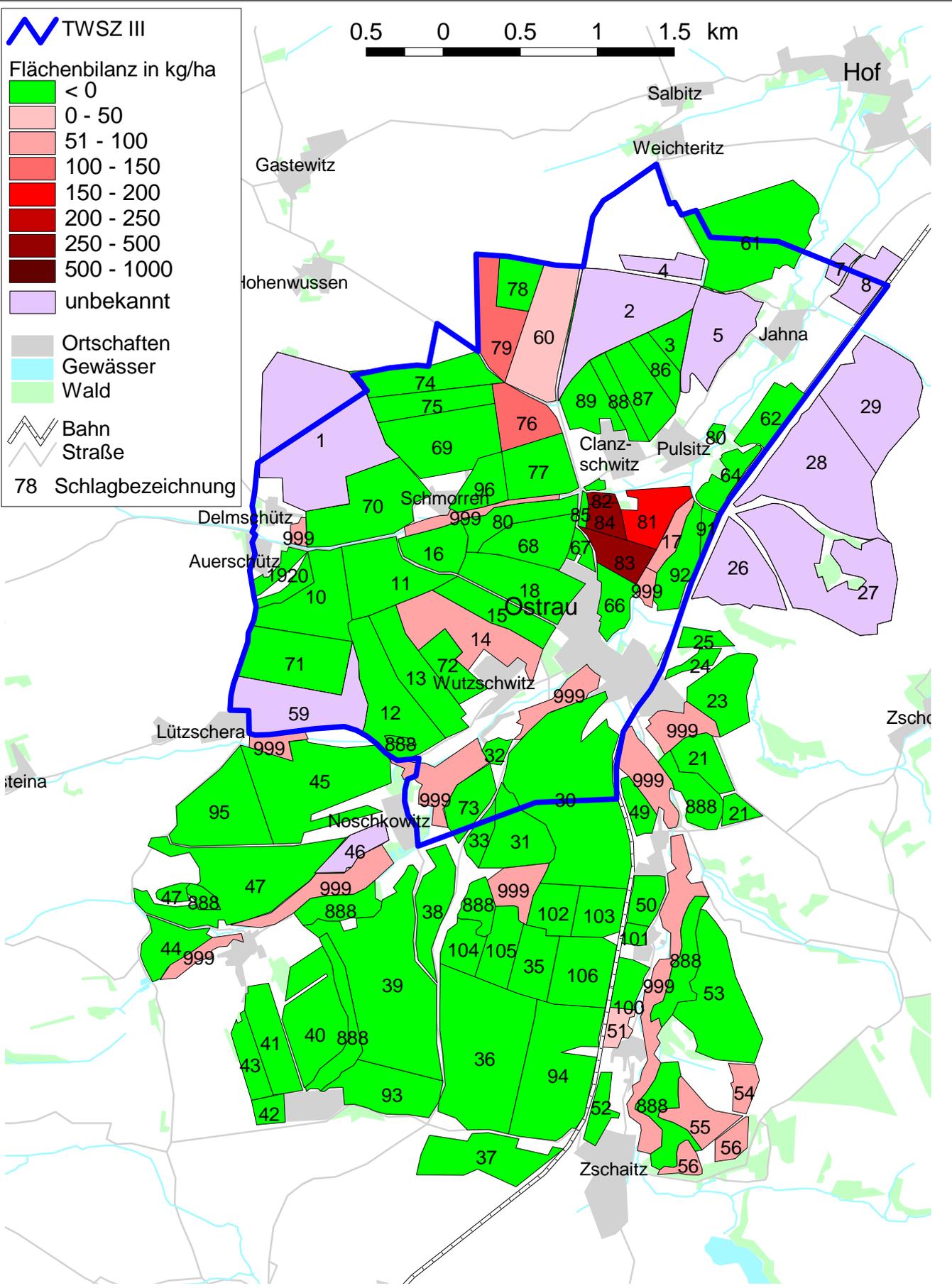
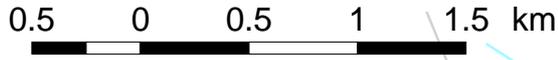
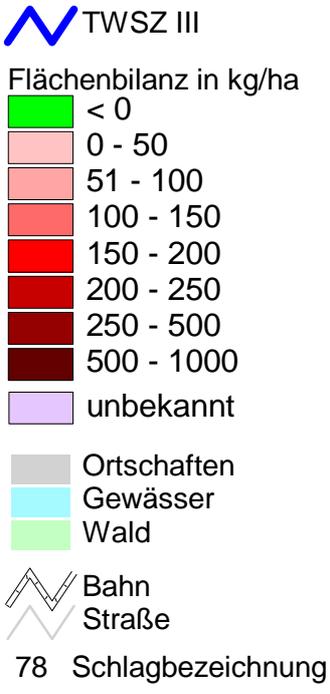
Bahn
 Straße

78 Schlagbezeichnung



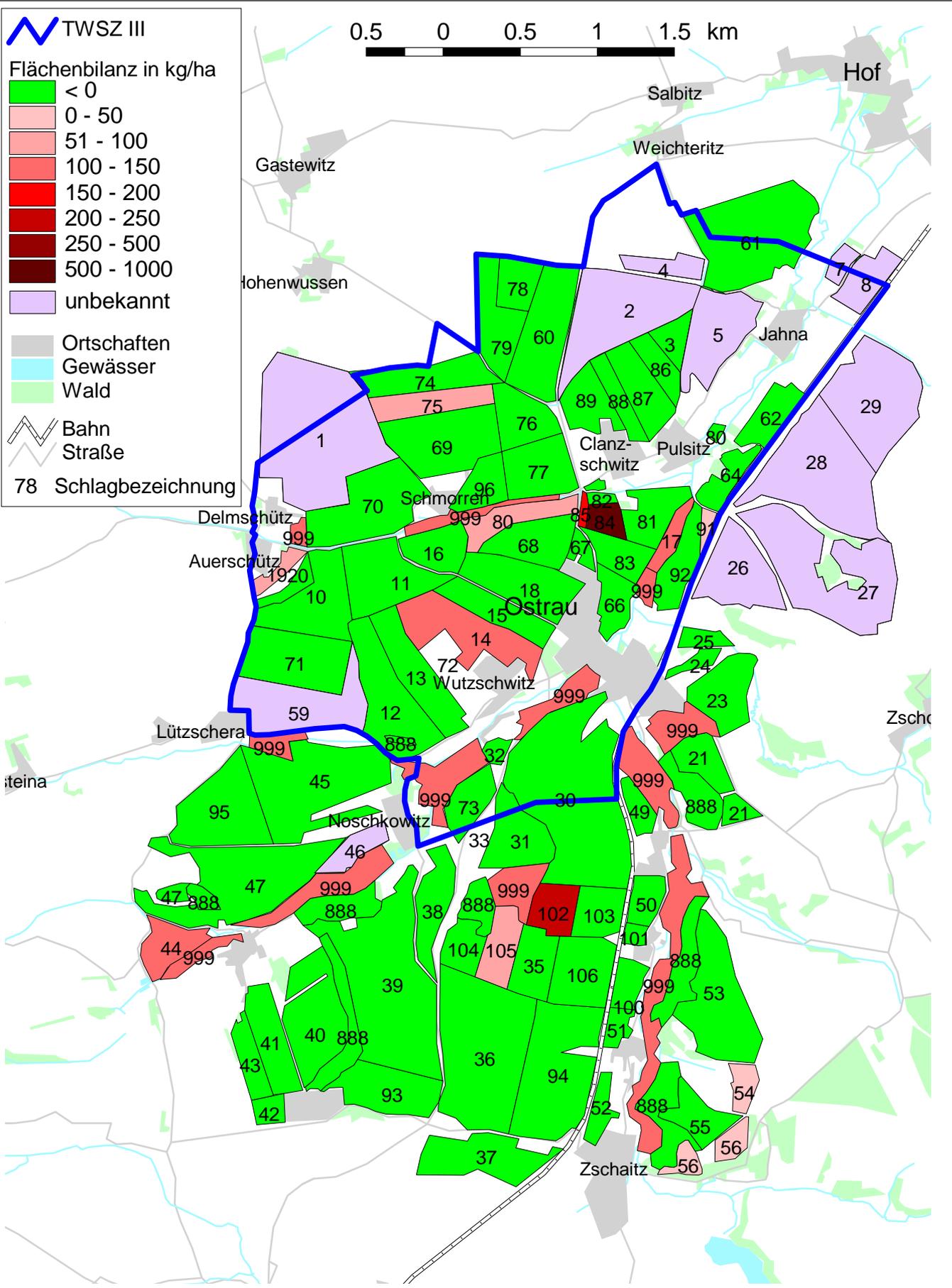
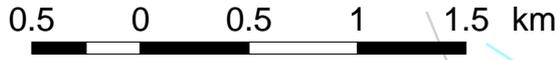
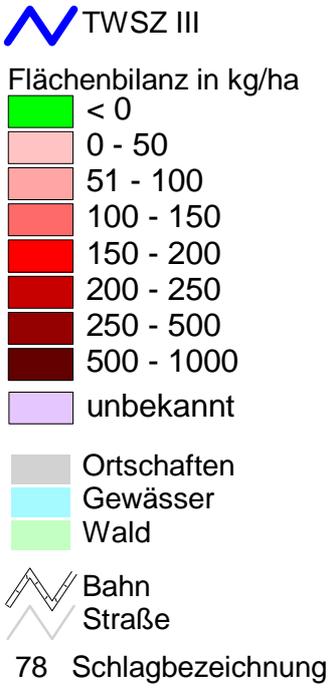
Flächenbilanz 1987-1991

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



Flächenbilanz 1992-1996

Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle



Flächenbilanz 1997-2003

UFZ Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle

TWSZ III

Flächenbilanz in kg/ha

- < 0
- 0 - 200
- 201 - 400
- 401 - 600
- 601 - 800
- 801 - 1000
- 1001 - 1232

Ortschaften

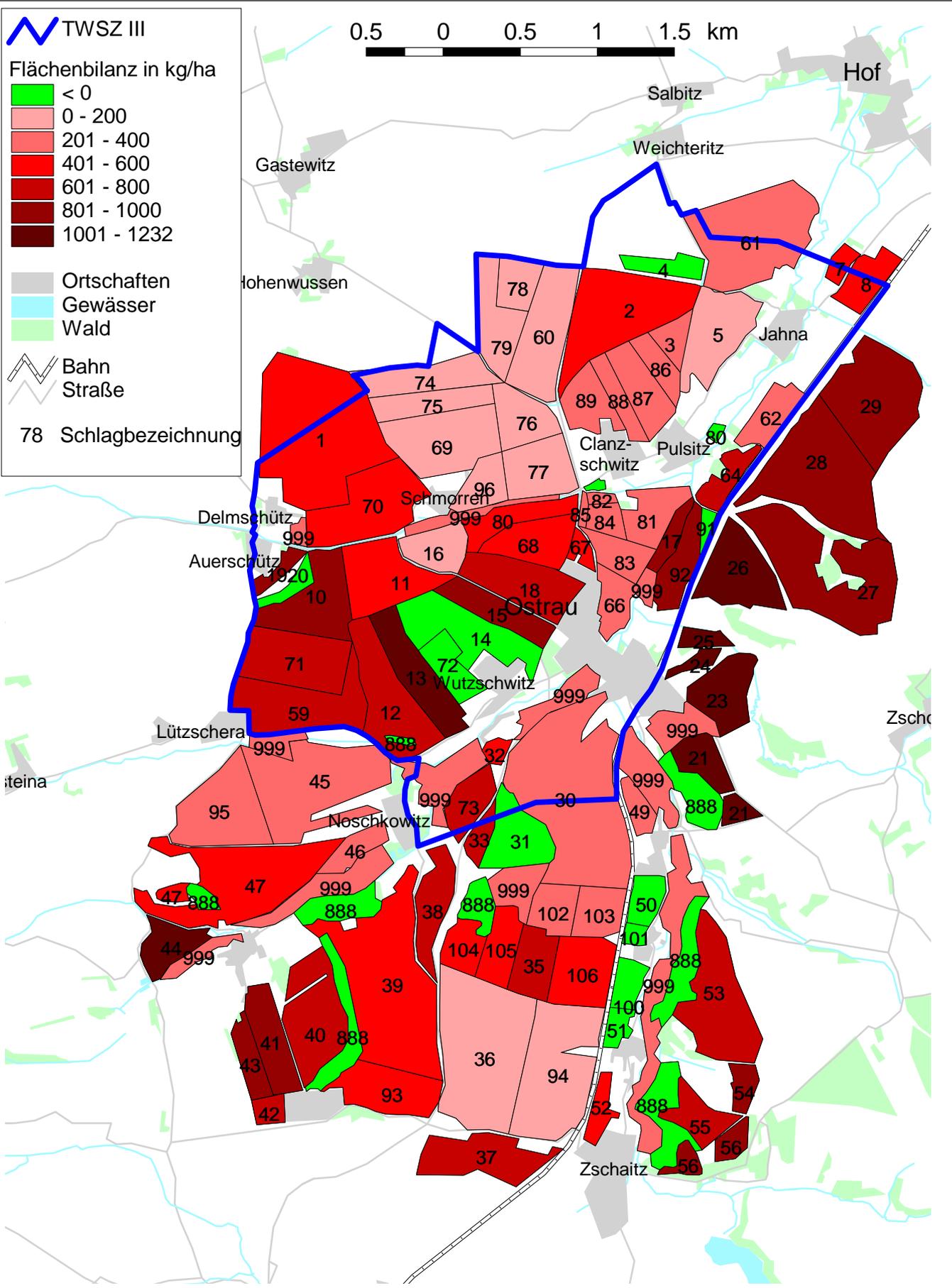
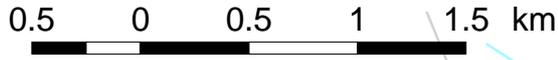
Gewässer

Wald

Bahn

Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1977-1990

UFZ Umweltforschungszentrum
 Leipzig-Halle GmbH
 Theodor Lieser Str. 4
 06120 Halle

TWSZ III

0.5 0 0.5 1 1.5 km

Flächenbilanz in kg/ha

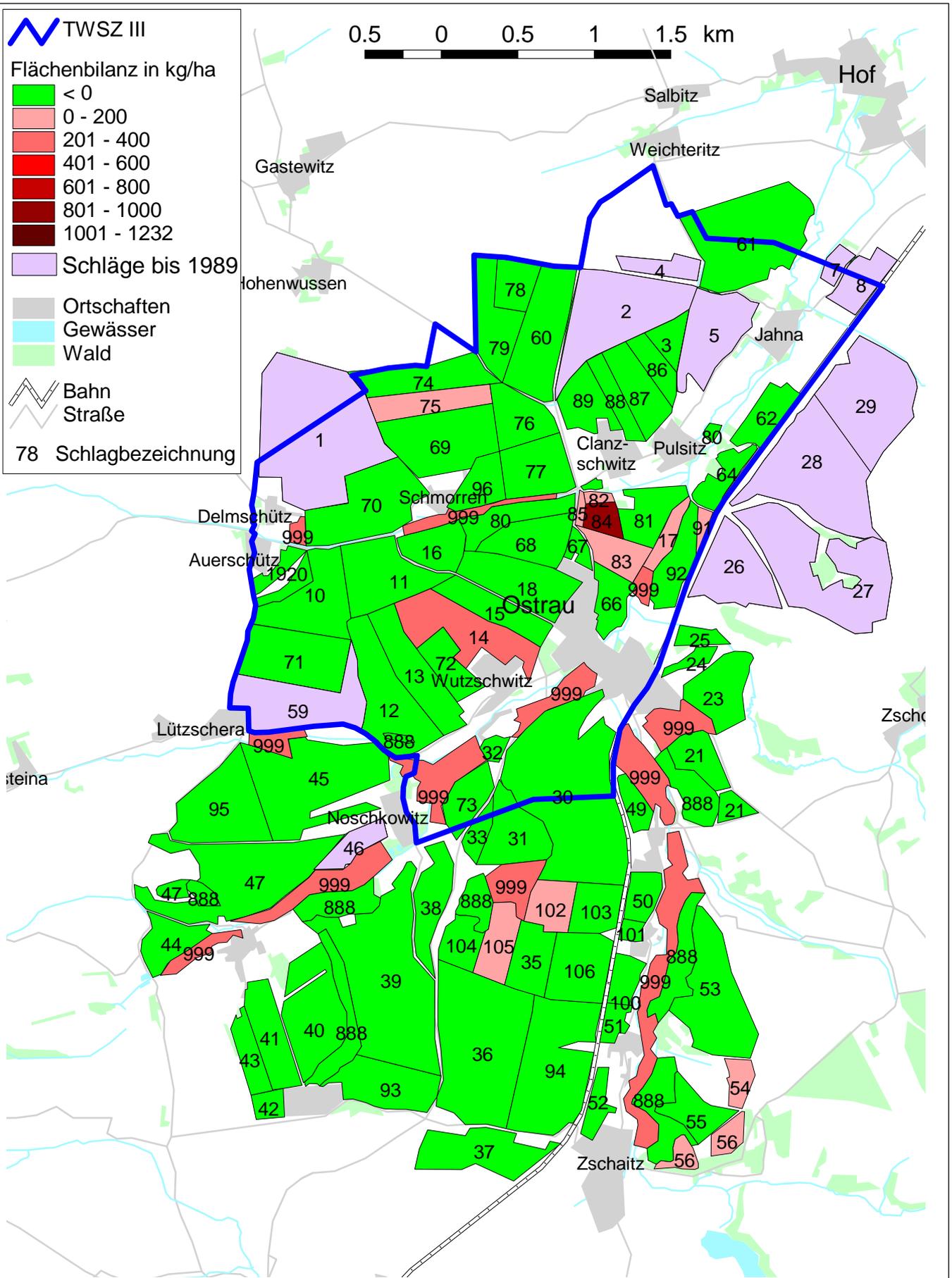
- < 0
- 0 - 200
- 201 - 400
- 401 - 600
- 601 - 800
- 801 - 1000
- 1001 - 1232

Schläge bis 1989

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald

- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1991-2003

Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
Theodor Lieser Str. 4
06120 Halle

TWSZ III

0.5 0 0.5 1 1.5 km

Flächenbilanz in kg/ha

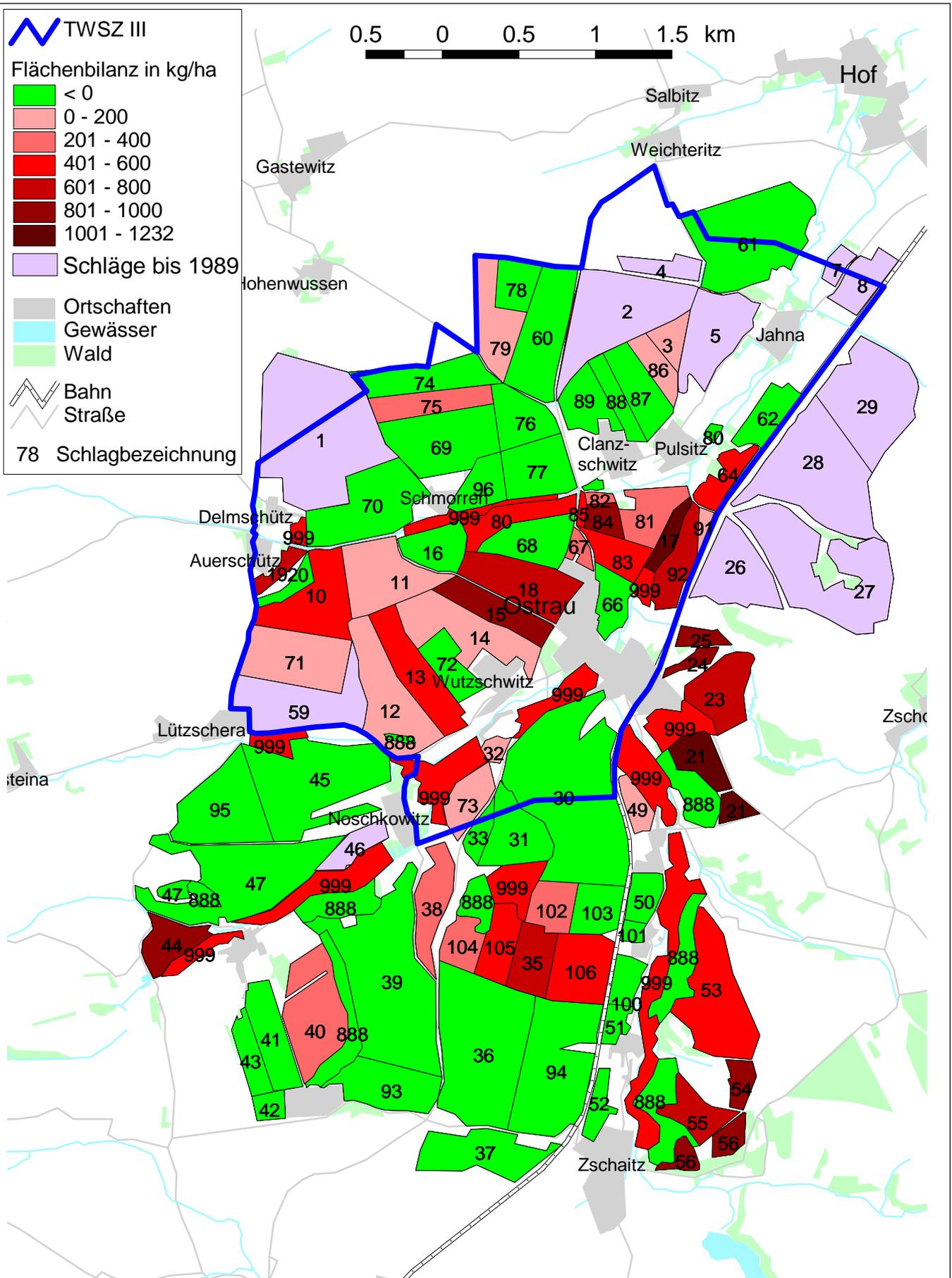
- < 0
- 0 - 200
- 201 - 400
- 401 - 600
- 601 - 800
- 801 - 1000
- 1001 - 1232

Schläge bis 1989

- Ortschaften
- Gewässer
- Wald

- Bahn
- Straße

78 Schlagbezeichnung



Flächenbilanz 1977-2003

Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
Theodor Lieser Str. 4
06120 Halle

Anhang 15

Ionen des Bodens

Anhang 15: Ionen im Boden

Probe	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	Br ⁻	NO ₂ ⁻	F ⁻	PO ₄ ³⁻
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
MP 1 0.0-1.0m	3.69	2.60	33.28	9.03	1.44	4.00	5.61	3.11	0.00	0.18	0.42	7.87
MP 1 1.0-2.0m	7.05	0.18	33.18	6.21	0.53	2.22	16.54	0.00	0.00	0.00	0.77	10.23
MP 1 2.0-3.0m	8.14	0.27	38.35	6.33	0.74	3.96	58.46	0.00	0.00	0.00	0.62	0.00
MP 1 3.0-4.0m	8.33	0.36	66.68	6.66	1.09	6.30	91.43	0.00	0.00	0.00	0.49	0.00
MP 1 4.0-5.0m	8.71	0.55	76.84	8.76	2.00	14.94	97.46	0.00	0.00	0.00	0.73	7.97
MP 1 5.0-6.0m	9.64	1.29	76.97	10.48	11.03	18.42	81.43	0.00	0.00	0.00	0.87	0.00
MP 1 6.0-6.5m	7.49	0.55	75.05	9.50	14.43	16.62	86.04	0.00	0.00	0.00	0.73	0.00
MP 1 6.5-7.4m	7.04	0.36	61.88	9.38	18.89	16.06	89.49	0.00	0.00	0.00	0.72	0.00
MP 1 7.4-8.0m	2.32	0.86	21.60	2.93	5.59	5.12	21.66	0.00	0.00	0.00	0.61	2.33
MP 1 8.0-9.85m	1.69	0.68	13.54	2.03	5.76	4.74	21.52	0.00	0.17	0.00	1.02	77.90
MP 1 9.85-10.0m	6.85	0.70	49.39	6.85	16.39	14.59	77.69	0.00	0.00	0.00	0.70	4.92
MP 1 10.0-12.0m	3.08	1.03	33.19	4.11	6.95	5.82	30.11	1.73	0.00	0.00	1.20	20.70
MP 1 12.0-12.5m	4.32	2.99	14.27	2.32	5.43	4.81	16.62	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00
MP 1 12.5-13.0m	1.57	1.31	13.04	1.96	7.94	4.81	17.30	0.00	0.00	0.00	0.49	1.47
MP 1 13.0-15.0m	2.23	0.74	18.77	2.53	11.65	5.06	29.34	1.46	0.00	0.00	0.60	1.04
MP 1 15.0-16.0m	3.45	4.17	29.93	4.90	14.72	14.87	41.00	2.72	0.00	0.00	0.73	15.42
MP 1 16.0-18.0m	3.27	0.91	22.53	3.82	7.56	9.27	31.44	2.00	0.00	0.00	0.73	2.00
MP 1 18.0-20.6m	3.94	1.50	28.32	5.64	6.38	11.25	36.39	3.00	0.00	0.56	0.75	0.00
MP 1 20.6-21.0m	3.11	1.04	21.13	4.19	6.54	8.08	29.84	1.86	0.00	0.00	0.83	2.90
MP 1 21.0-21.3m	3.71	2.06	46.54	6.19	8.72	10.88	48.80	1.69	0.00	0.00	1.13	0.00
MP 1 21.3-21.6m	3.00	1.69	22.33	4.32	6.42	8.26	27.58	1.69	0.00	0.00	0.56	3.19
MP 1 21.6-21.9m	9.47	4.55	13.66	1.28	2.27	6.92	23.50	2.19	0.00	0.00	1.09	31.33
MP 1 21.9-22.0m	4.69	1.28	27.63	5.33	4.80	9.17	36.90	0.00	0.00	0.00	0.64	39.24
MP 1 22.0-24.0m	3.05	2.67	24.58	4.76	4.95	9.72	28.39	2.10	0.00	0.00	0.57	2.86
MP 1 24.0-26.0m	5.47	5.47	27.75	4.72	5.47	7.93	24.35	1.70	0.00	0.00	0.57	1.32
MP 1 26.0-28.0m	2.01	2.56	12.78	2.56	2.92	5.51	15.88	0.91	0.18	0.00	0.55	3.10
MP 1 28.0-30.0m	2.54	1.27	20.03	4.17	4.17	7.62	23.41	1.76	0.00	0.00	0.36	0.00
MP 1 30.0-32.0m	2.01	1.09	13.49	2.19	1.28	6.20	20.05	1.77	0.00	0.00	0.55	10.39
MP 2 0.0-1.0m	2.57	0.89	17.51	3.11	0.78	4.75	7.26	2.35	0.00	0.00	1.12	0.00
MP 2 1.0-2.0m	2.72	0.31	19.16	2.89	0.32	3.30	8.72	1.82	0.00	0.00	0.95	4.04
MP 2 2.0-3.0m	4.35	0.15	17.61	2.47	0.42	3.21	11.65	2.26	0.00	0.00	0.66	12.01
MP 2 3.0-4.0m	5.25	0.20	13.55	2.63	0.18	2.85	28.99	1.45	0.00	0.00	0.60	2.34
MP 2 4.0-5.3m	8.65	0.36	13.68	2.62	0.18	4.06	29.31	2.34	0.00	0.00	0.78	0.00
MP 2 5.3-5.9m	6.24	0.79	17.48	3.57	-0.19	7.20	31.41	1.81	0.00	0.00	0.86	5.16
MP 2 5.9-7.0m	8.59	2.49	30.77	6.62	0.18	10.81	36.40	0.00	0.00	0.00	0.56	0.00
MP 2 7.0-8.0m	8.90	6.59	36.52	7.13	0.81	11.72	45.86	0.00	8.48	0.00	0.60	65.49
MP 3 0.0-1.0m	3.03	0.71	16.78	2.50	1.07	3.75	10.66	3.03	0.00	0.18	0.54	0.00
MP 3 1.0-2.0m	3.72	2.13	16.66	2.30	0.18	4.25	21.62	1.59	0.00	0.18	0.00	0.00
MP 3 2.0-3.2m	7.43	0.36	22.11	3.81	0.91	3.44	36.98	0.00	0.36	0.00	0.73	1.09
MP 3 3.2-4.0m	13.21	0.36	84.66	11.03	7.96	3.98	61.87	0.00	0.00	0.00	1.09	0.00
MP 3 4.0-5.0m	13.06	0.18	70.49	9.30	0.00	3.94	69.23	0.00	0.00	0.00	1.07	0.00
MP 3 5.0-5.6m	7.79	11.77	74.61	12.31	0.00	5.07	64.65	0.00	0.00	0.00	0.91	0.00
MP 3 5.6-6.0m	6.13	1.12	56.31	10.22	0.00	5.02	49.25	0.00	0.00	0.00	0.74	0.00
MP 3 6.0-6.25m	8.30	0.54	42.56	7.58	0.18	4.87	64.03	0.00	0.00	0.00	0.72	0.00
MP 3 6.25-6.6m	8.23	5.40	11.06	5.35	0.64	10.66	41.61	0.00	0.00	0.00	0.58	0.00
MP 3 6.6-6.85m	9.46	3.46	29.66	6.00	0.73	7.33	43.85	0.00	0.00	0.00	0.55	0.00
MP 3 6.85-7.0m	8.44	5.75	42.92	8.44	8.80	11.49	54.59	0.00	0.00	0.00	0.54	0.00
MP 3 7.0-8.0m	6.16	5.98	34.63	8.88	6.16	9.43	45.87	0.00	0.36	0.00	0.73	0.00

Anhang 16

Tabellen C_t und N_t des Bodens

Anhang 16: C und N Anteile des Bodens

Sedimentproben MP1

Probe	C _t (%)	N _t (%)	C _t /N _t
0-1m	0.523	0.061	8.6
1-2m	0.167	0.032	5.3
2-3m	0.165	0.031	5.4
3-4m	0.206	0.035	5.8
3,2-4m	0.125	0.028	4.4
4-5m	0.939	0.025	37.1
5-6m	0.244	0.036	6.8
6-6,5m	0.264	0.020	13.0
6,5-7,4m	0.087	0.026	3.4
7-4-8m	0.001	0.005	0.2
8-9,85m	0.001	0.003	0.3
9,85-10m	0.070	0.022	3.2
10-11m	0.001	0.004	0.3
11-12m	0.001	0.003	0.3
12-12,5m	0.027	0.005	5.4
12,5-13m	0.001	0.004	0.3
13-14m	0.021	0.004	5.3
13-15m	0.031	0.005	6.2
15-16m	0.041	0.006	6.7
16-18m	0.010	0.004	2.5
18-20,6m	0.036	0.007	5.0
20,6-21m	0.047	0.009	5.1
21-21,3m	0.034	0.004	8.5
21,3-21,6m	0.029	0.004	7.3
21,6-21,9m	0.097	0.015	6.3
21,9-22m	0.045	0.008	5.6
22-24m	0.033	0.004	8.3
24-26m	0.017	0.002	8.5
26-28m	0.021	0.003	7.0
28-30m	0.034	0.005	6.6
30-32m	0.020	0.004	5.0

Sedimentproben MP2

Probe	C _t (%)	N _t (%)	C _t /N _t
0-1m	0.374	0.050	7.5
1-2m	0.598	0.066	9.0
2-3m	0.905	0.086	10.5
3-4m	0.282	0.030	9.5
4-5,3m	0.154	0.021	7.2
5,3-5,9m	0.053	0.009	5.8
5,9-7m	0.035	0.013	2.6
7-8m	0.064	0.015	4.2

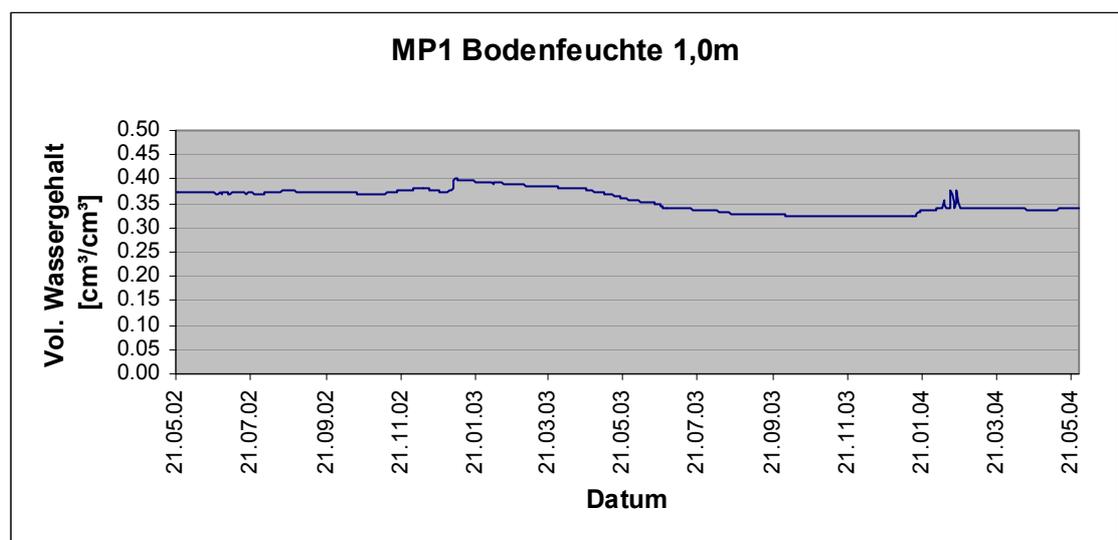
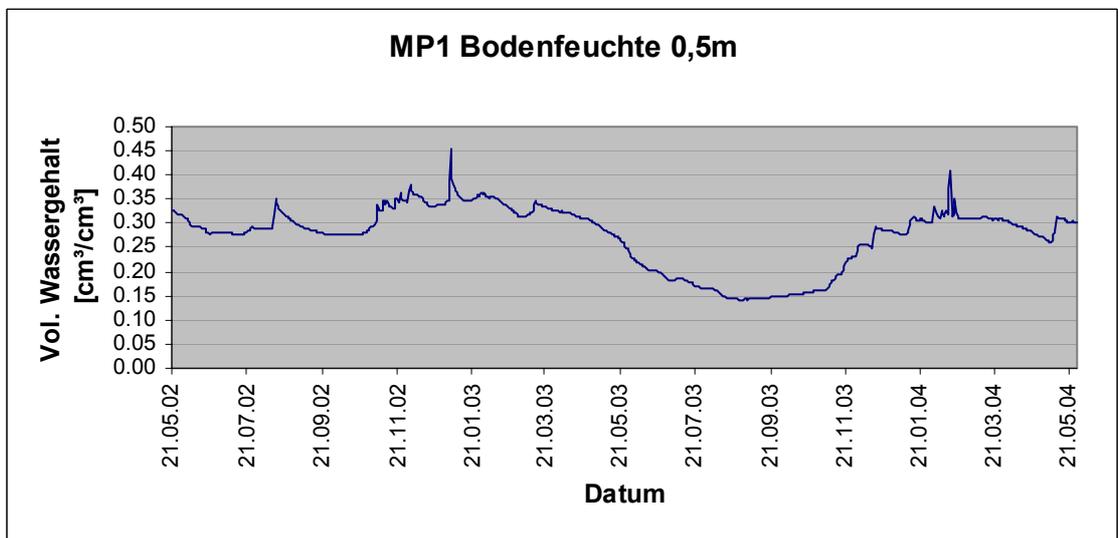
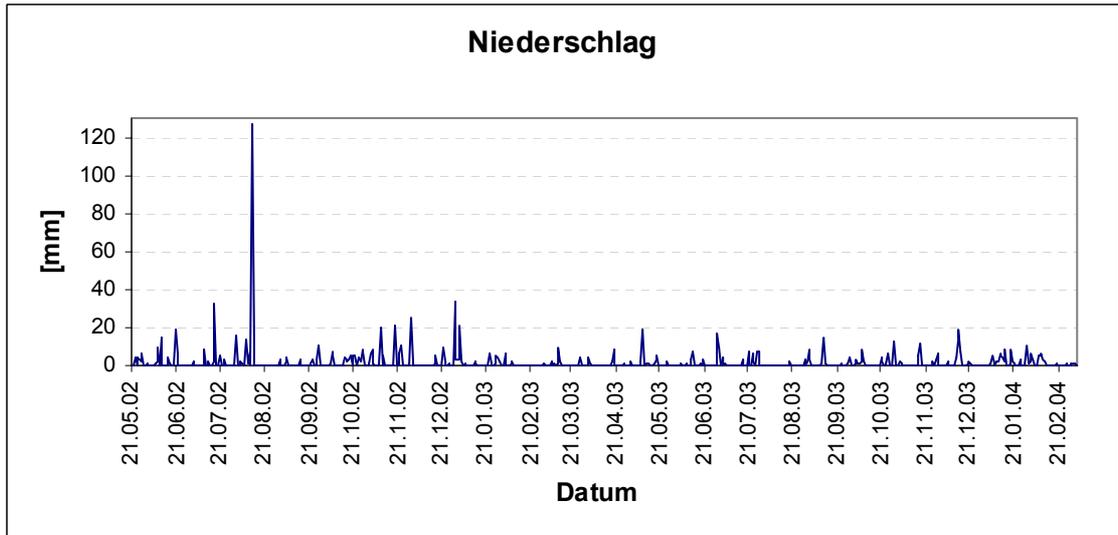
Sedimentproben MP3

Probe	C _t (%)	N _t (%)	C _t /N _t
0-1m	0.559	0.070	7.9
1-2m	0.735	0.088	8.3
2-3,2m	0.362	0.042	8.7
4-5m	0.113	0.021	5.3
5-5,6m	0.094	0.023	4.0
5,6-6m	0.046	0.010	4.6
6-6,25m	0.070	0.018	4.0
6,25-6,6m	0.028	0.005	5.6
6,6-6,85m	0.028	0.011	2.5
6,85-7m	0.027	0.012	2.2
7-8m	0.010	0.012	0.8

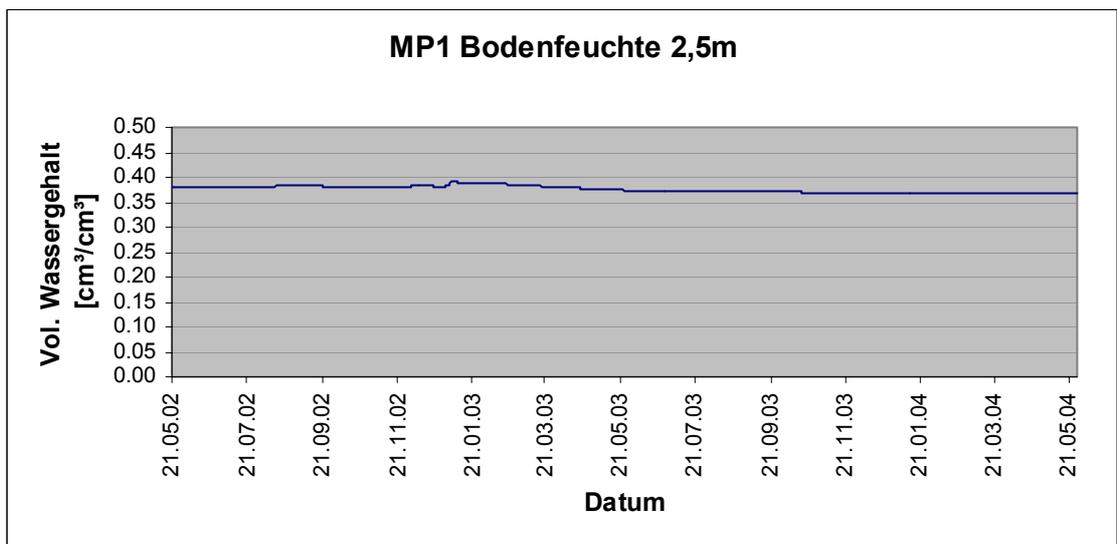
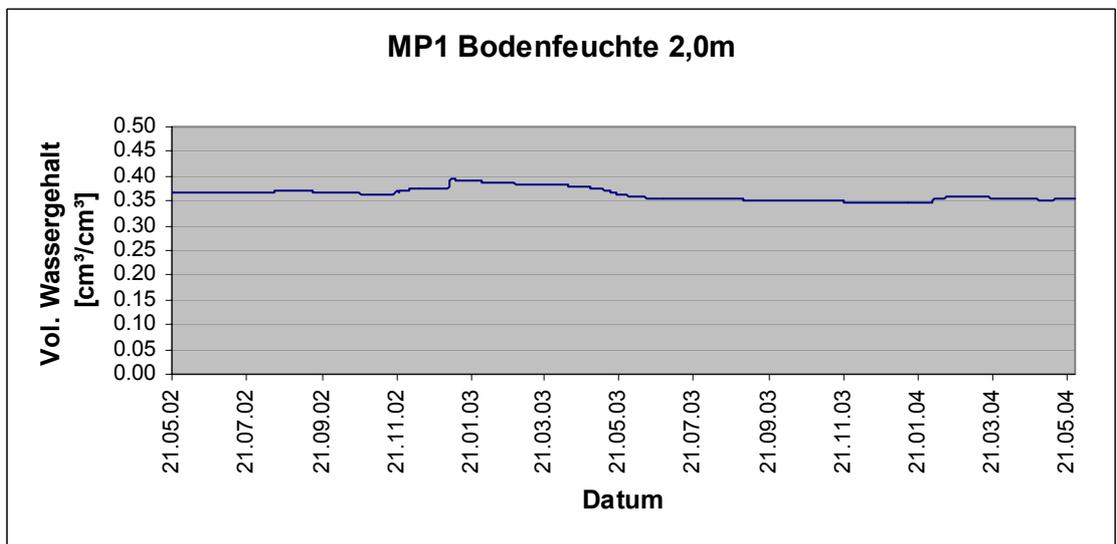
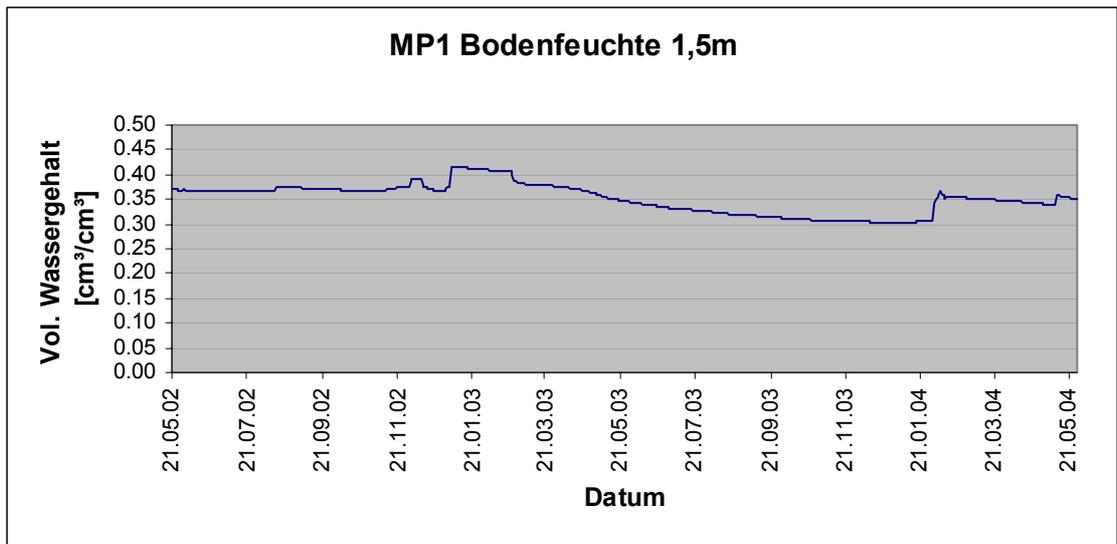
Anhang 17

Bodenfeuchteentwicklung an den Messplätzen von 2002 - 2004

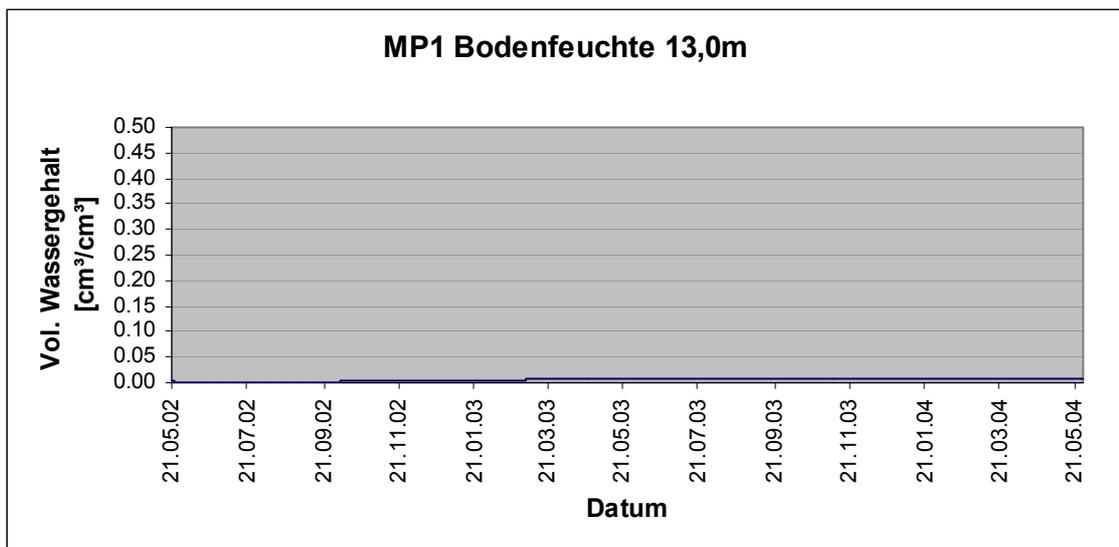
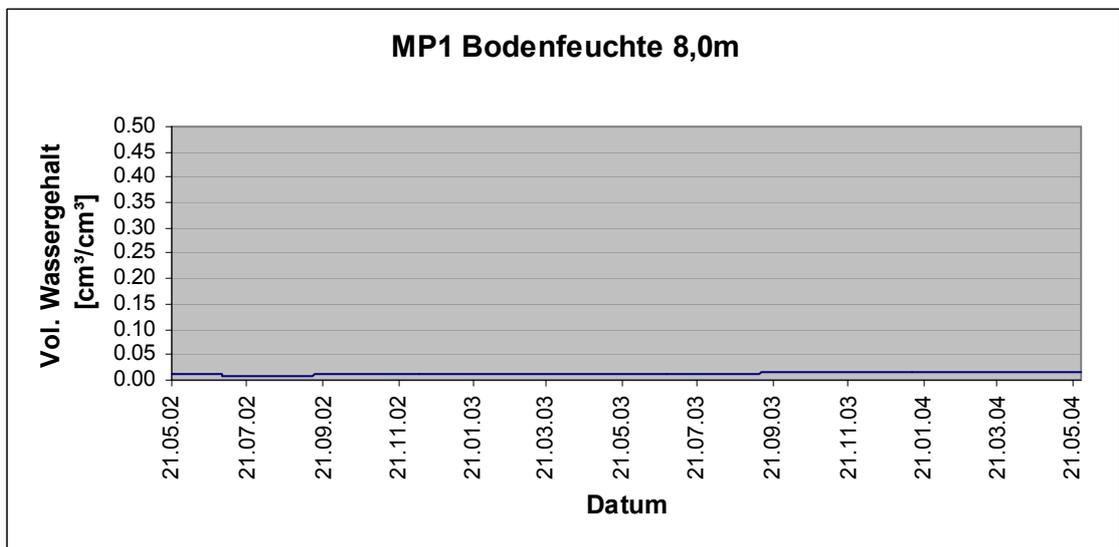
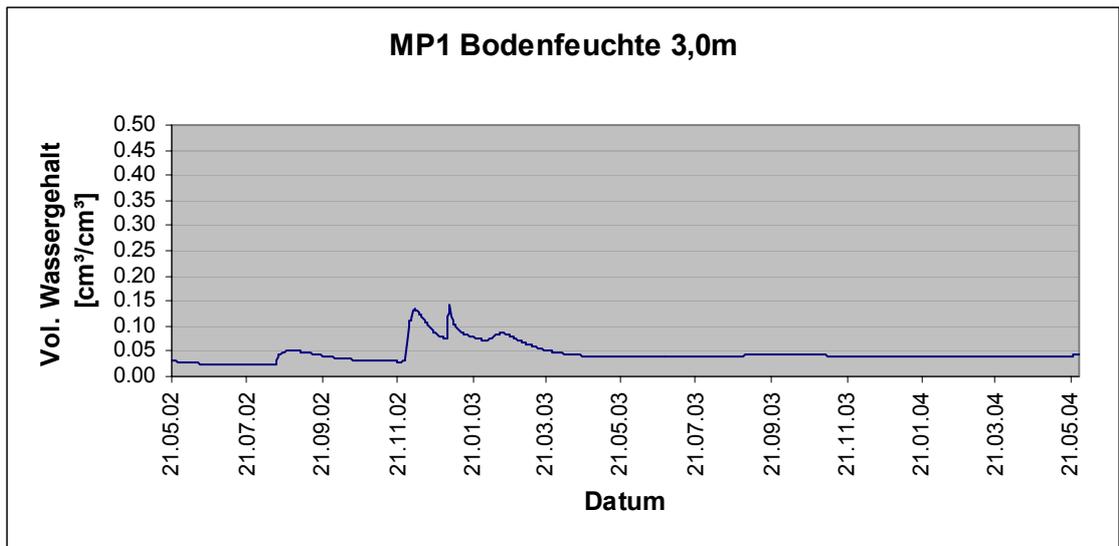
Anhang 17
Bodenfeuchteentwicklung MP1 2002-2004



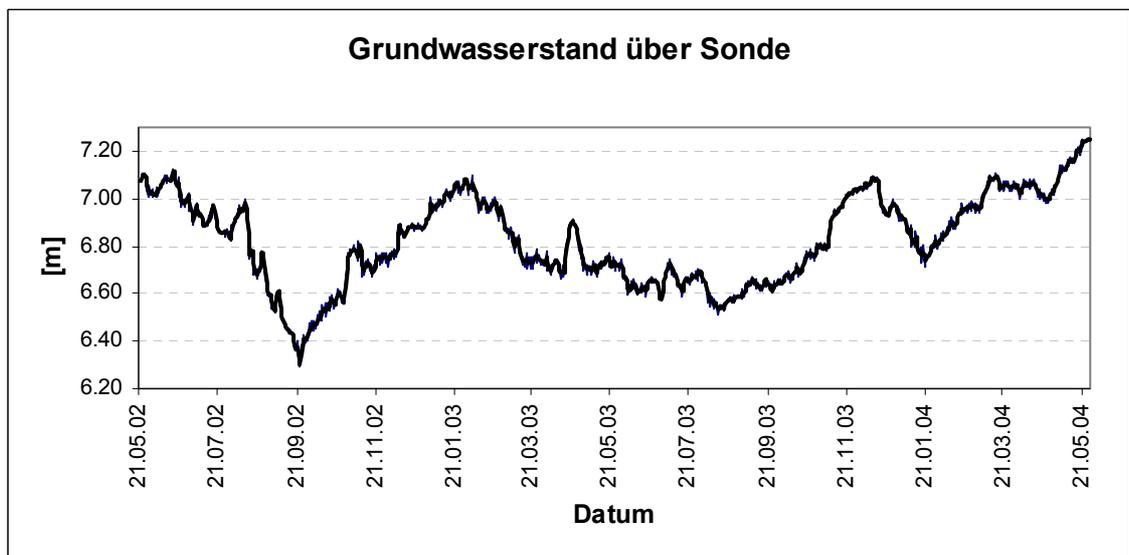
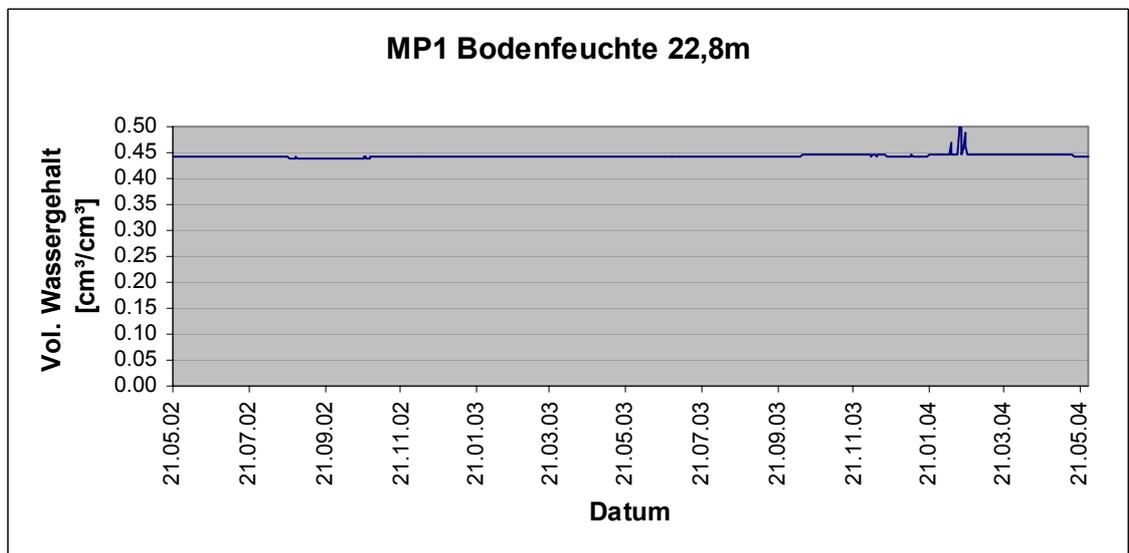
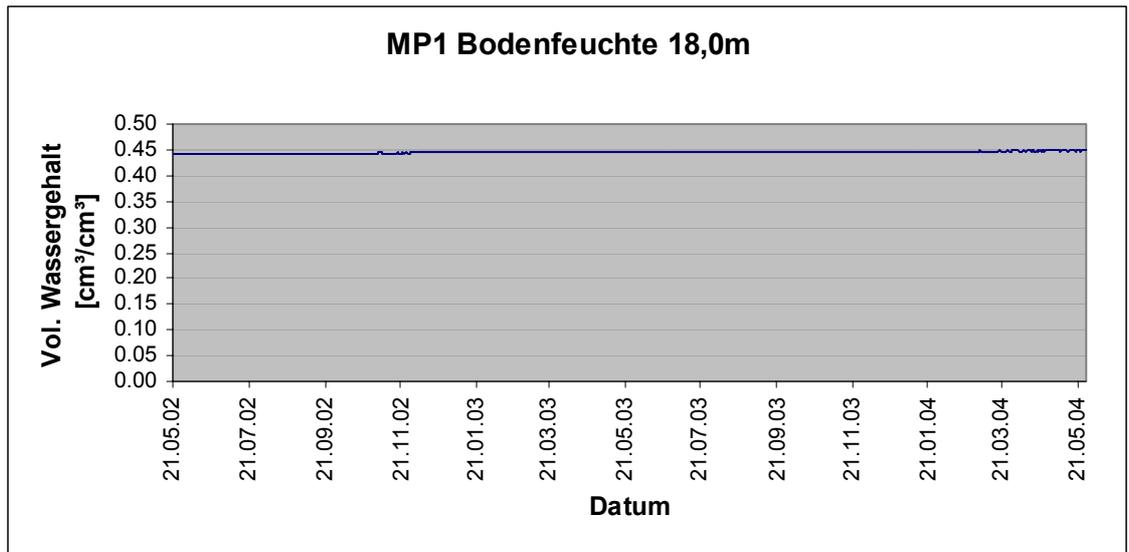
Anhang 17
Bodenfeuchteentwicklung MP1 2002-2004



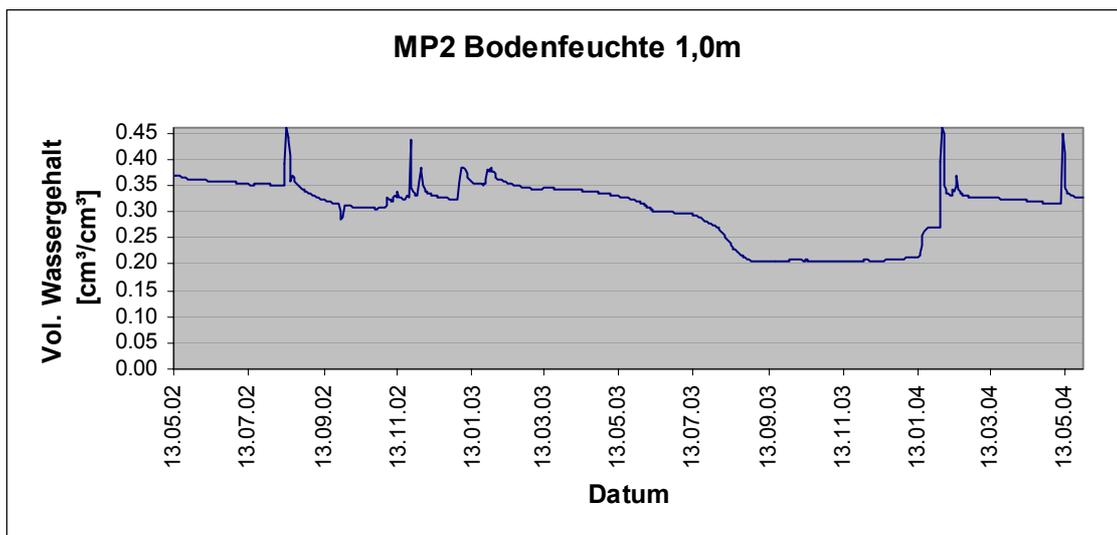
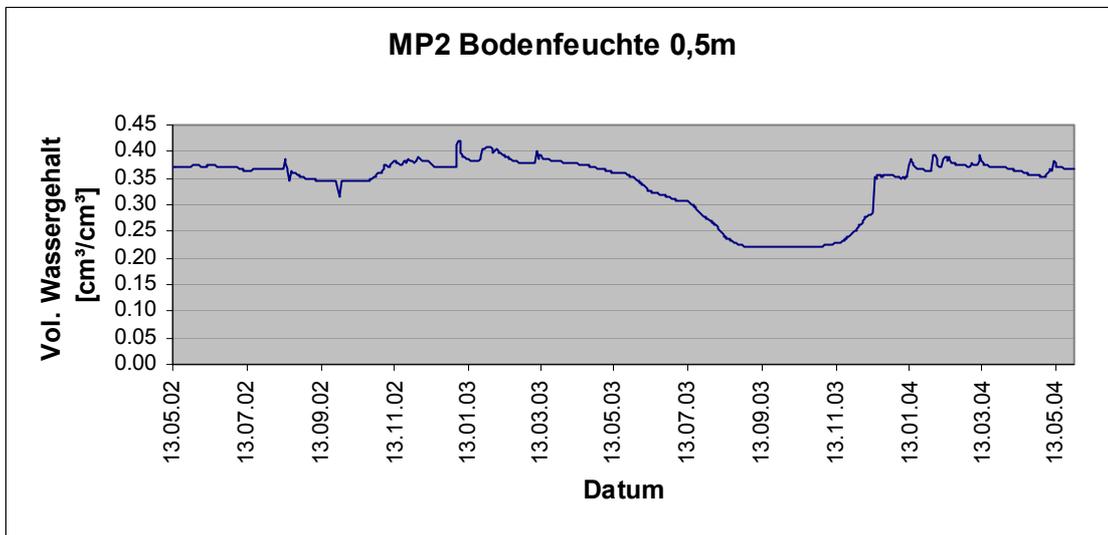
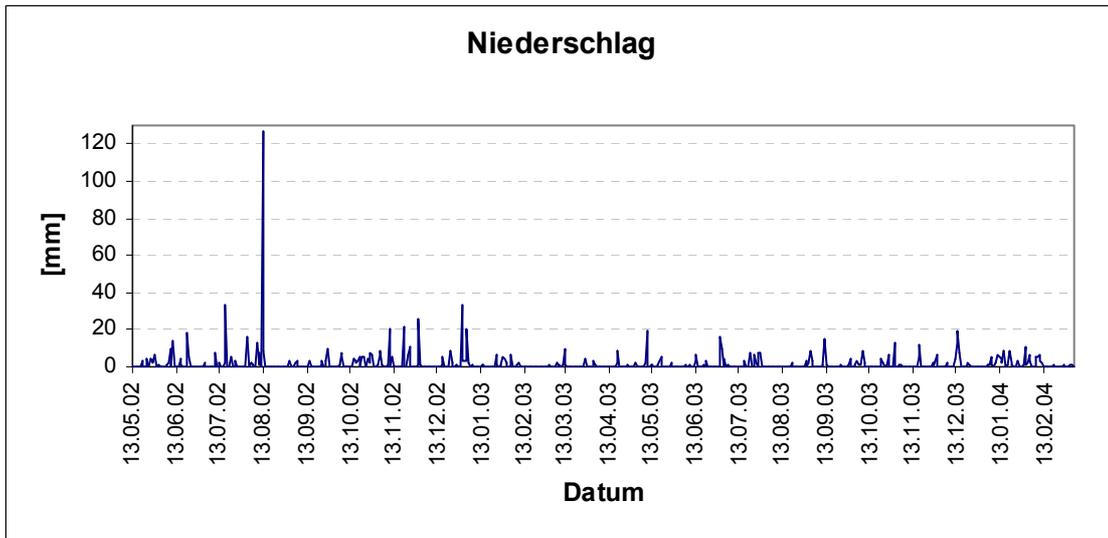
Anhang 17
Bodenfeuchteentwicklung MP1 2002-2004



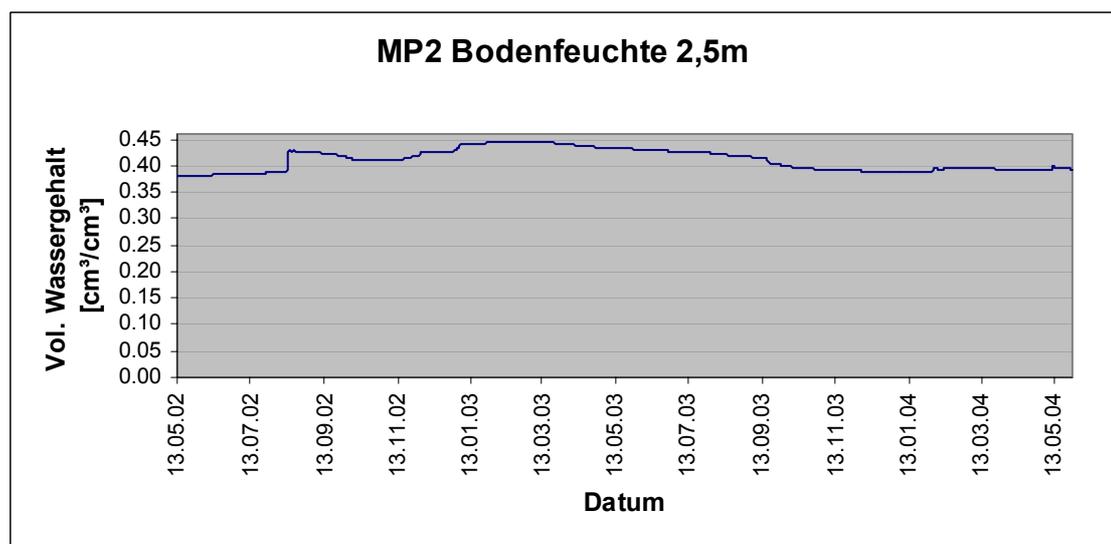
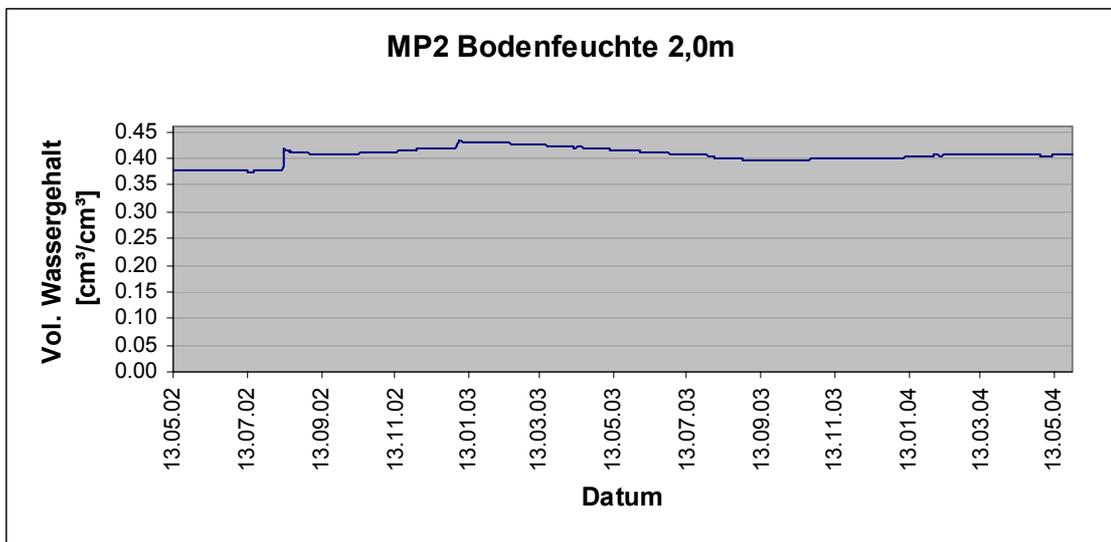
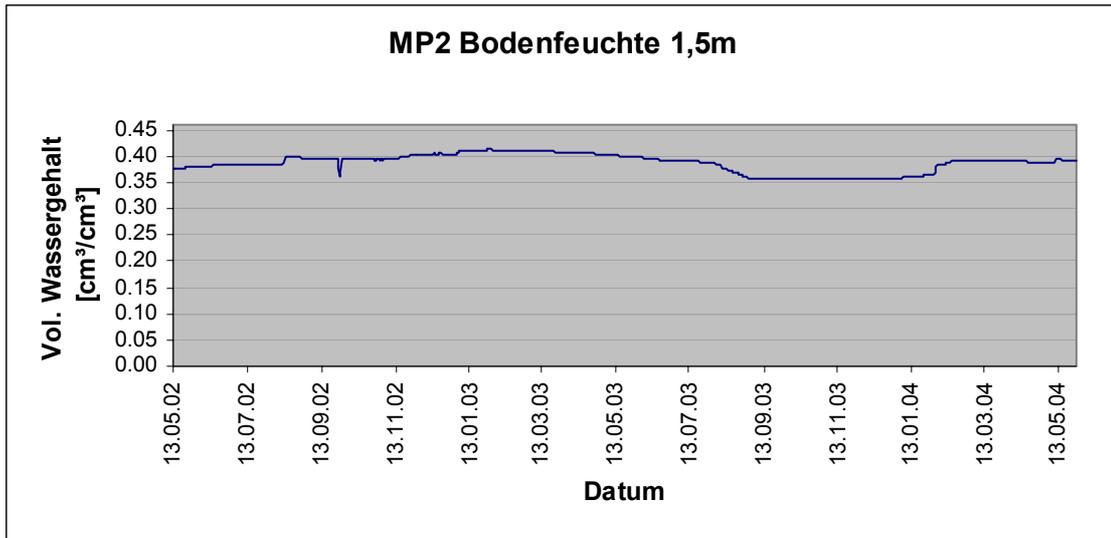
Anhang 17
Bodenfeuchteentwicklung MP1 2002-2004



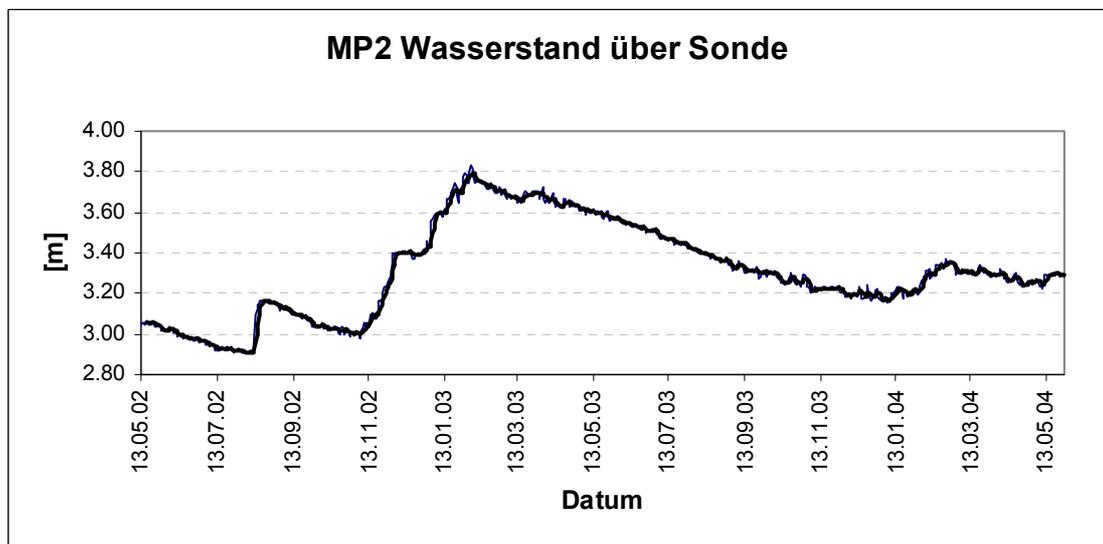
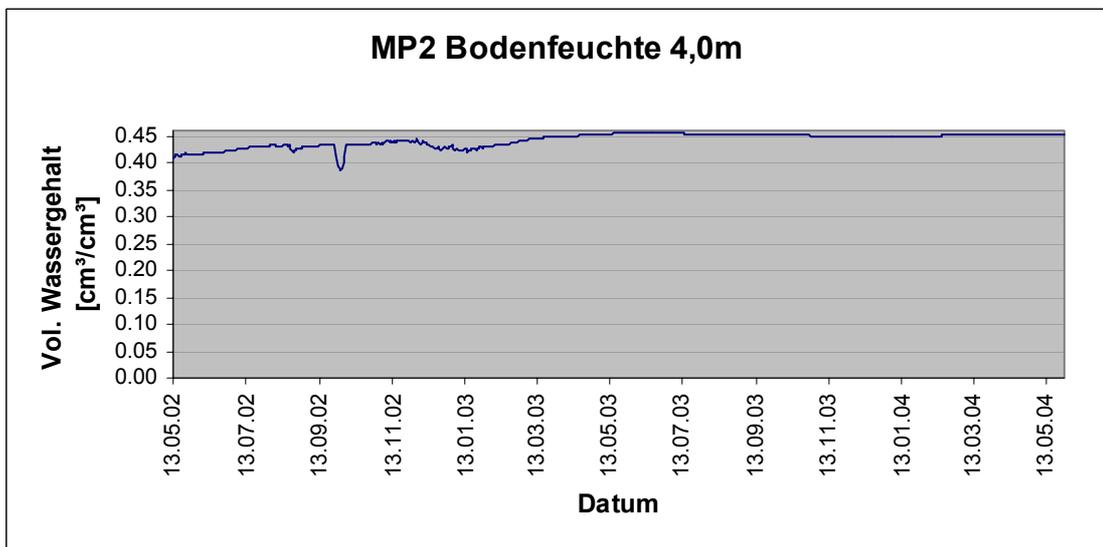
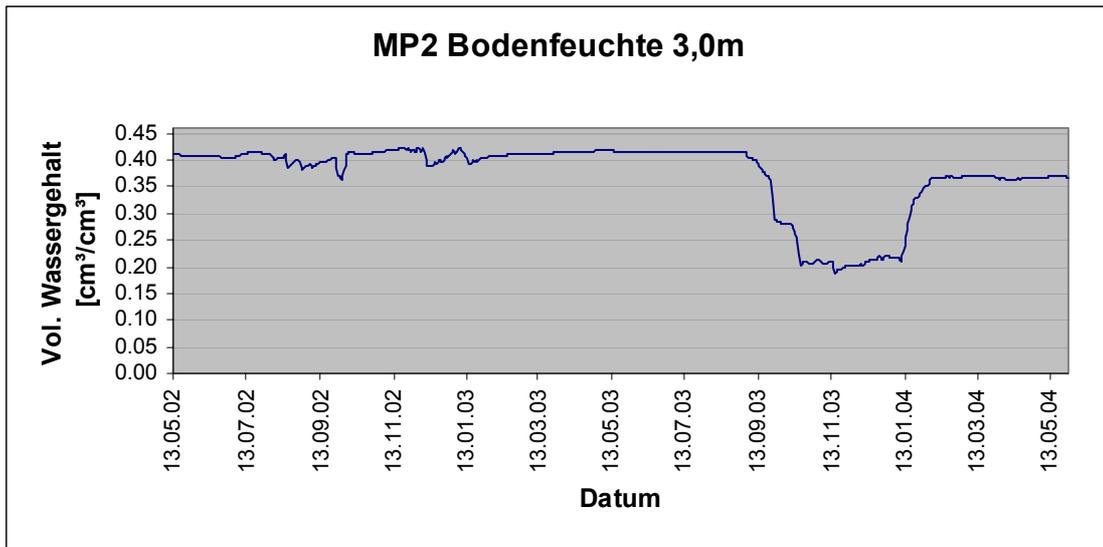
Anhang 17
Bodenfeuchteentwicklung MP2 2002-2004



Anhang 17
Bodenfeuchteentwicklung MP2 2002-2004



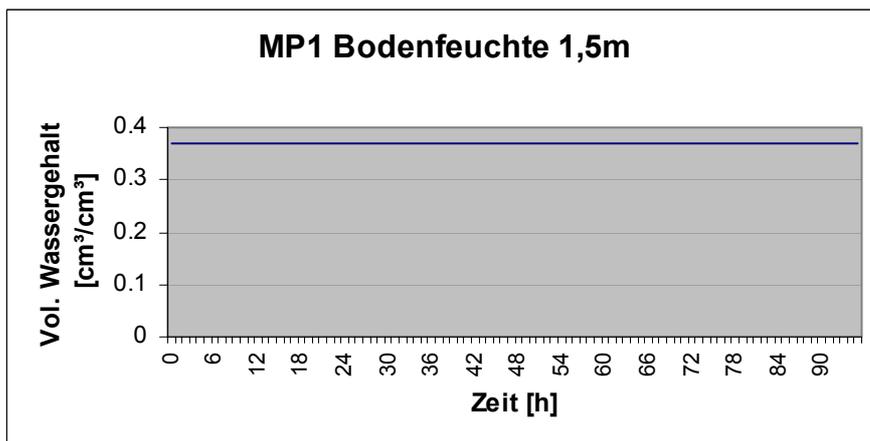
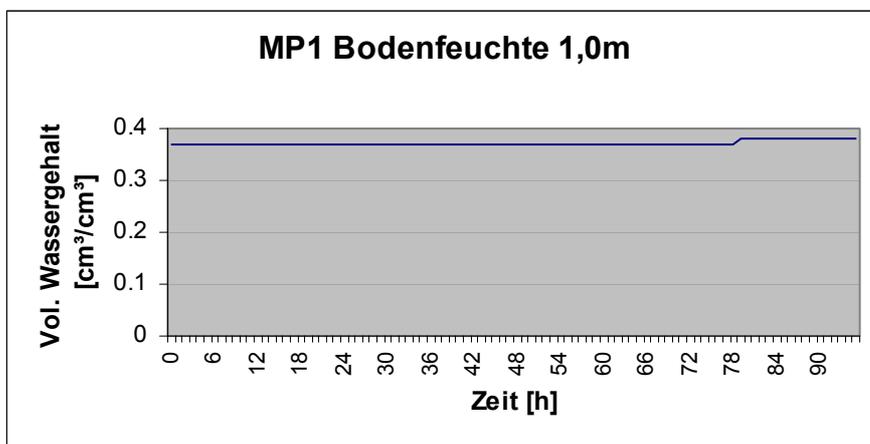
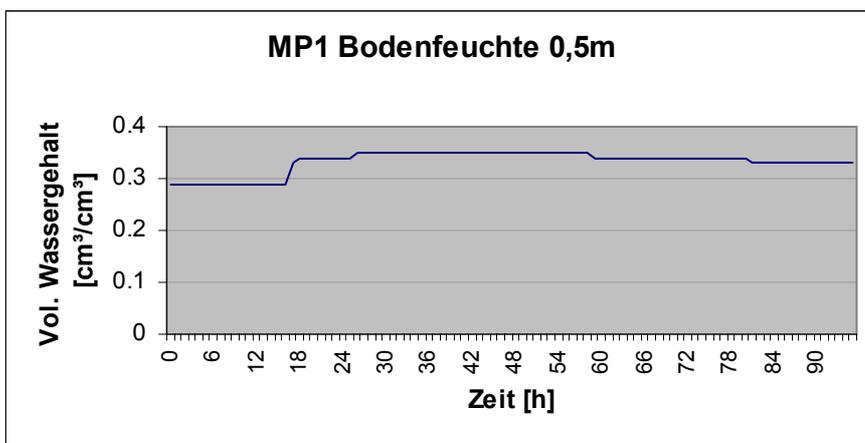
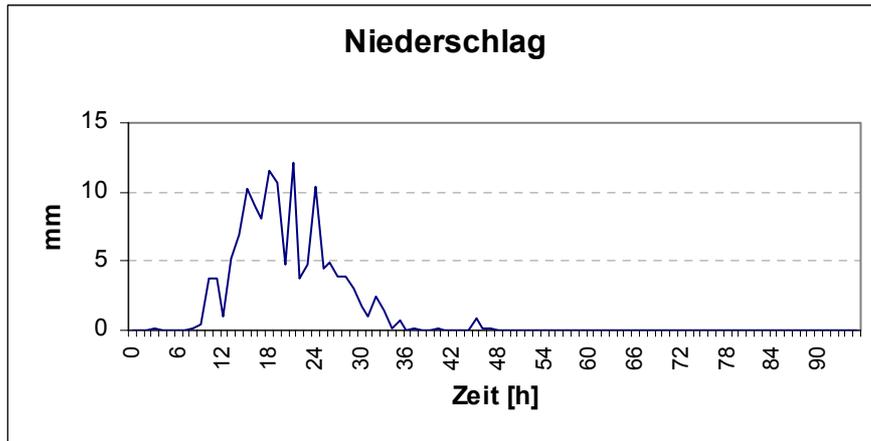
Anhang 17
Bodenfeuchteentwicklung MP2 2002-2004



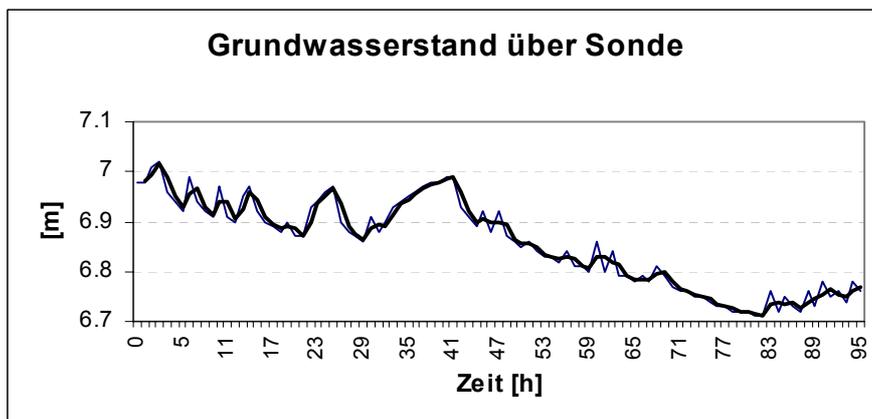
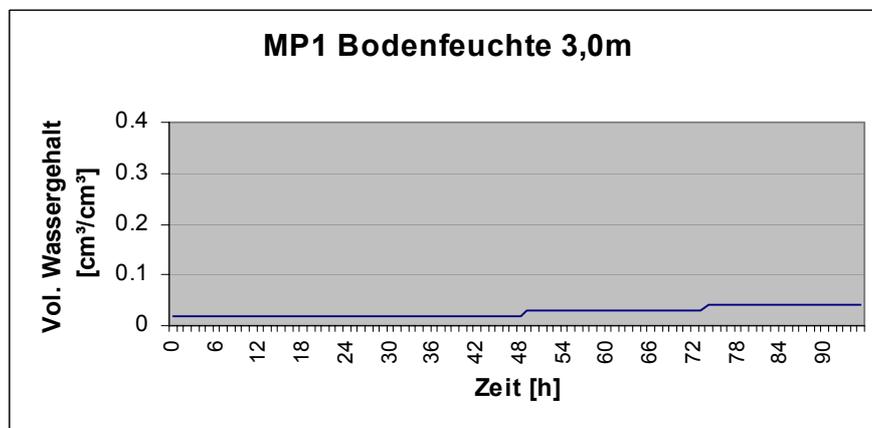
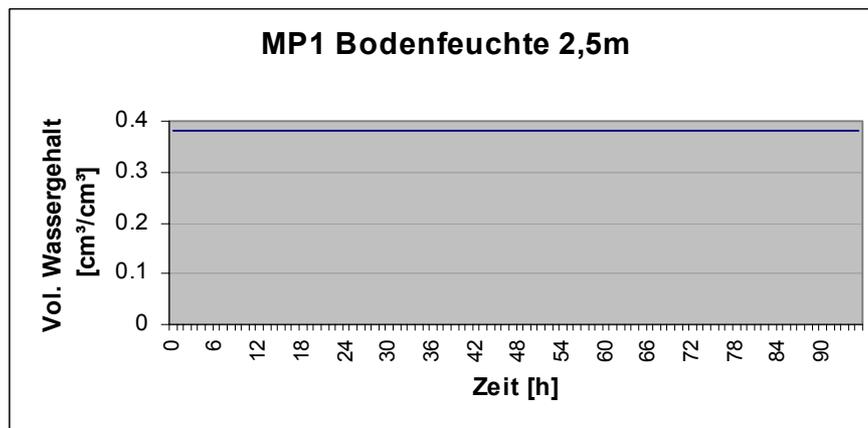
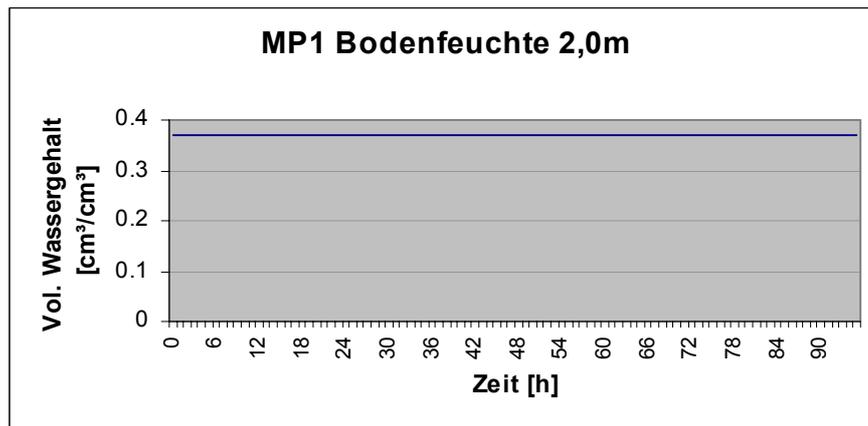
Anhang 18

Bodenfeuchteentwicklung an den Messplätzen nach Starkniederschlag im August 2002

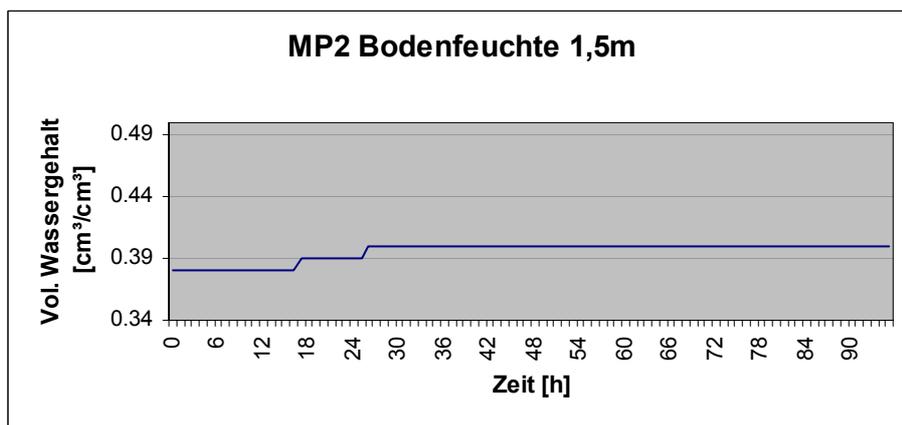
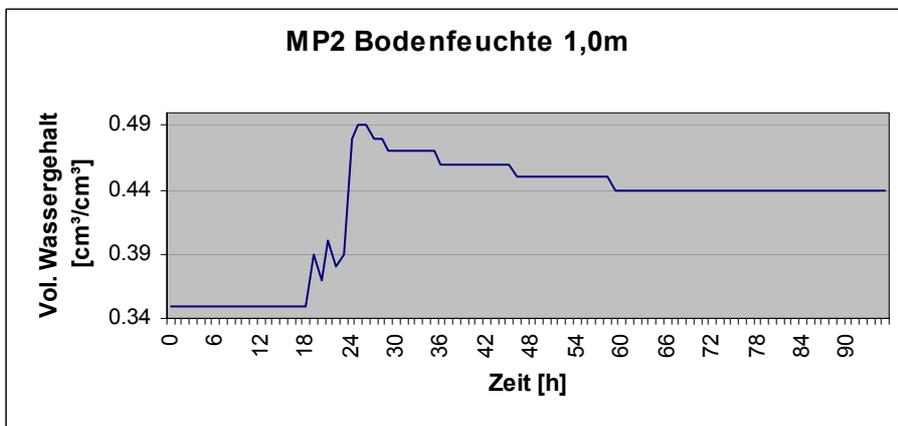
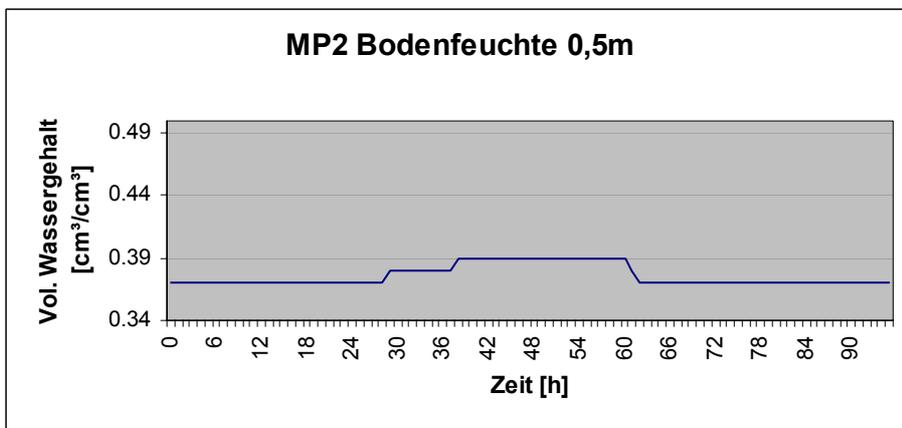
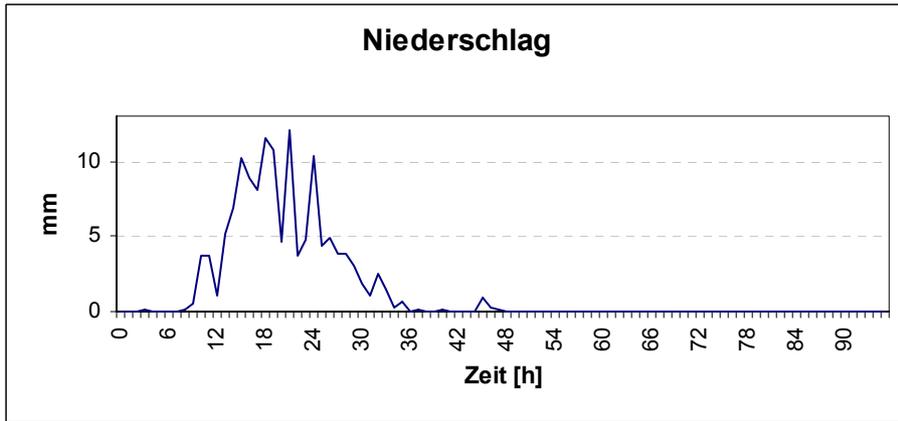
Anhang 18
Bodenfeuchteentwicklung MP1 nach Starkniederschlag Aug. 2002



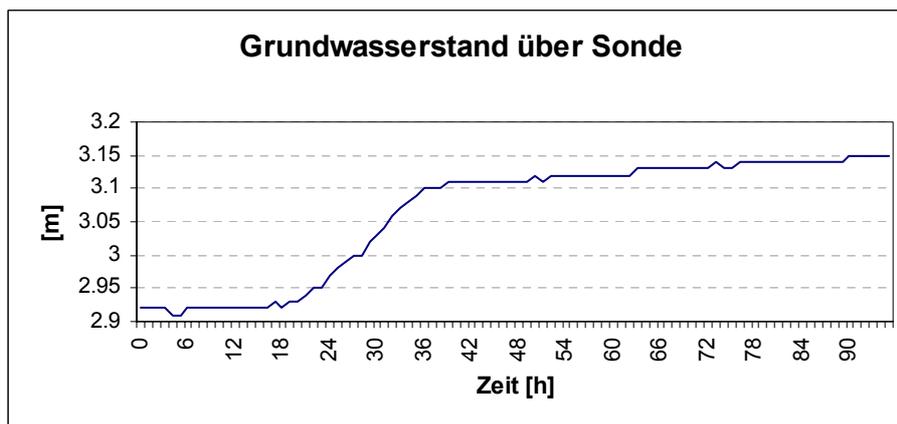
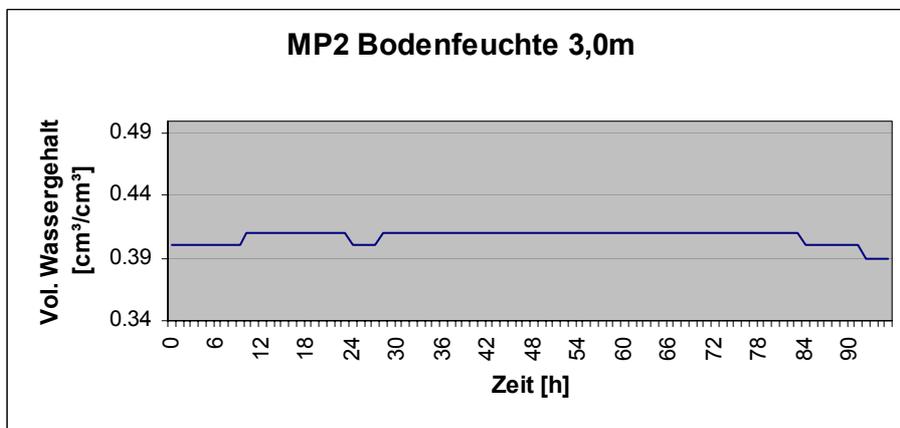
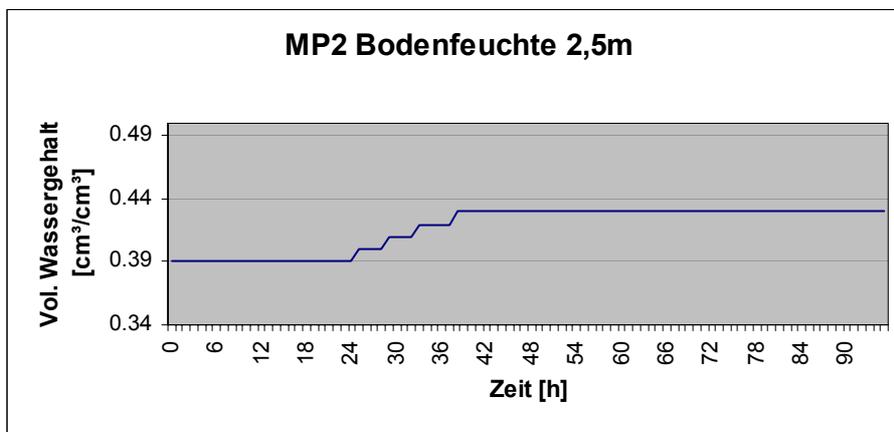
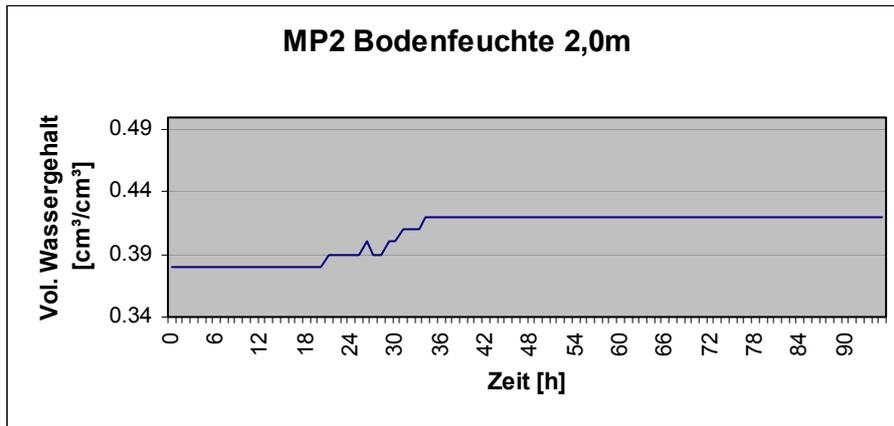
Anhang 18
Bodenfeuchteentwicklung MP1 nach Starkniederschlag Aug. 2002



Anhang 18
Bodenfeuchteentwicklung MP2 nach Starkniederschlag Aug. 2002



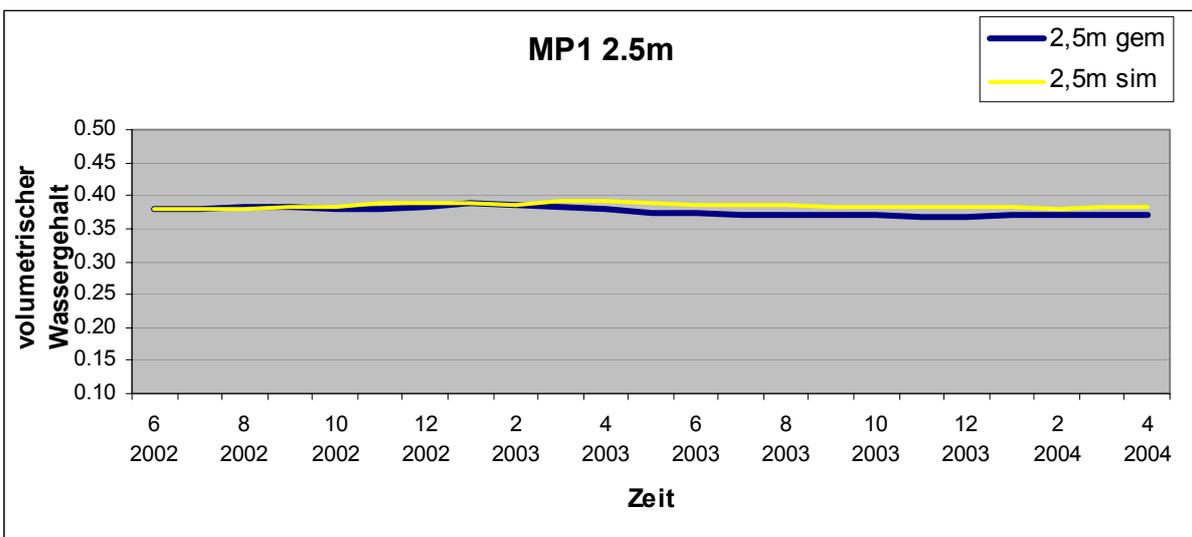
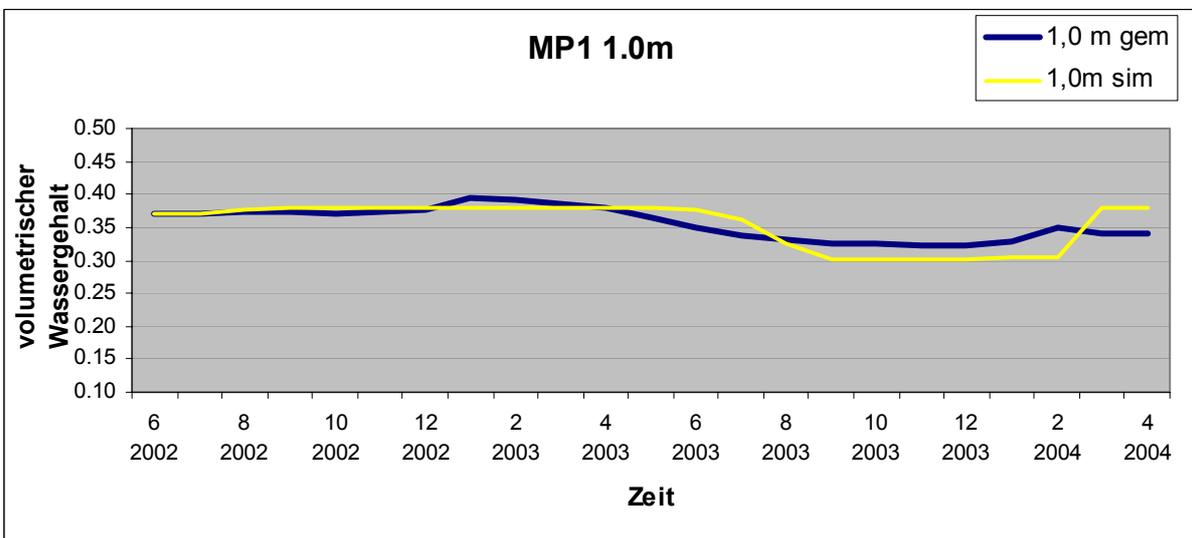
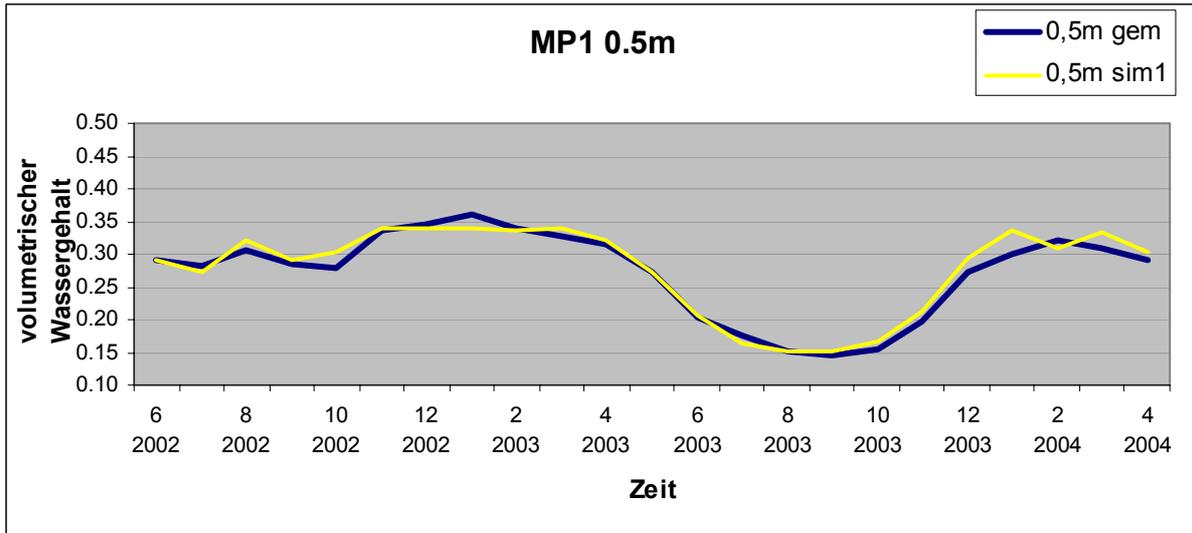
Anhang 18
Bodenfeuchteentwicklung MP2 nach Starkniederschlag Aug. 2002



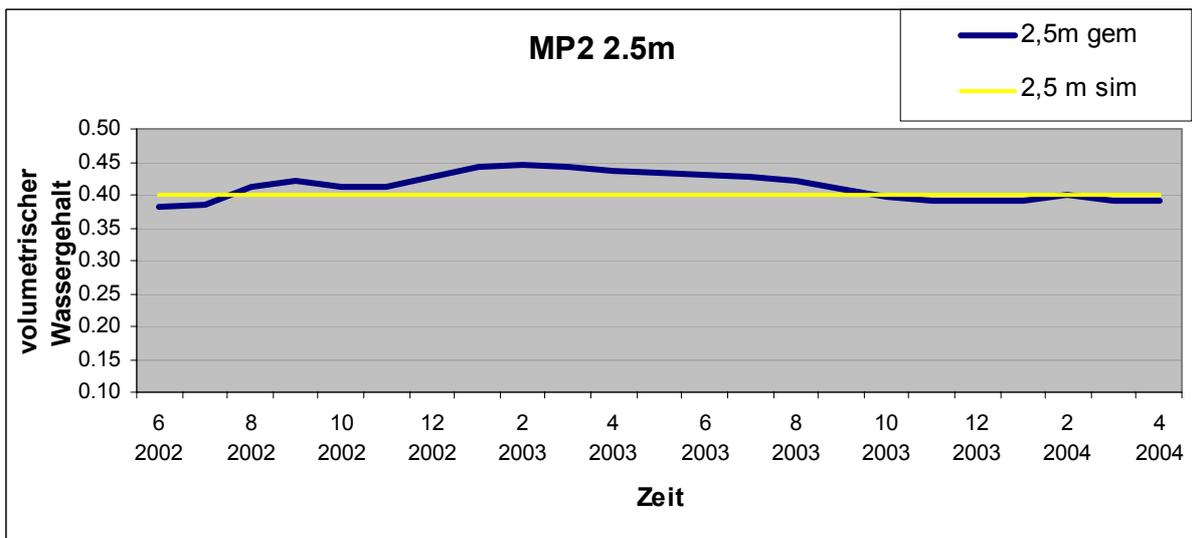
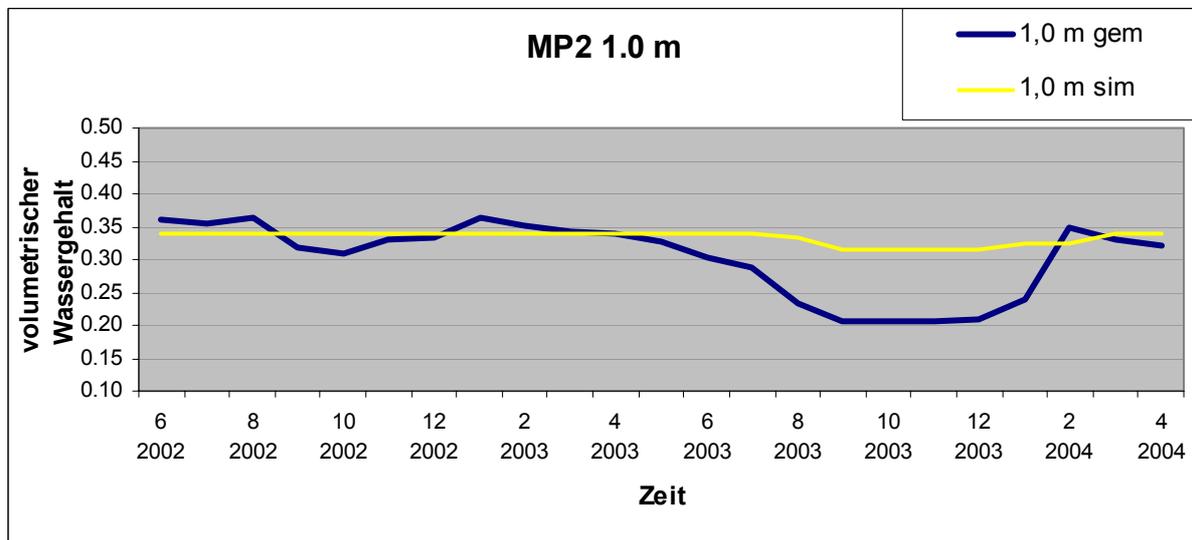
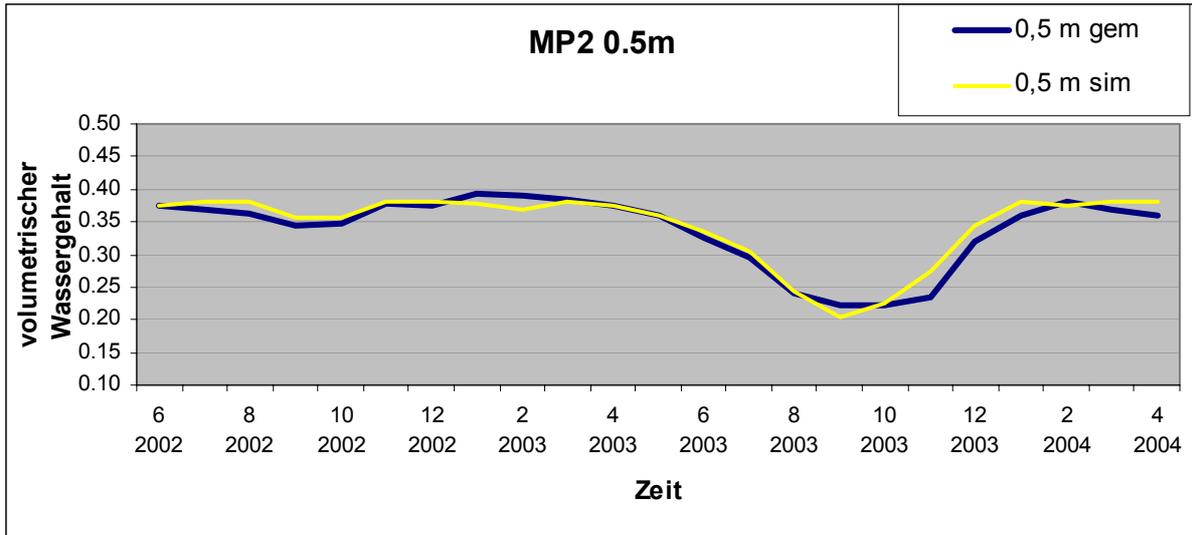
Anhang 19

Vergleich simulierte und gemessene Bodenfeuchte

Anhang 19
Vergleich der simulierten und gemessenen Bodenfeuchte



Anhang 19
Vergleich der simulierten und gemessenen Bodenfeuchte

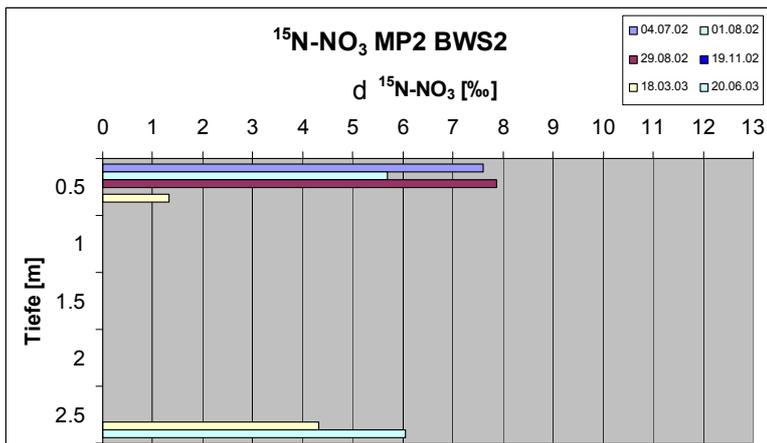
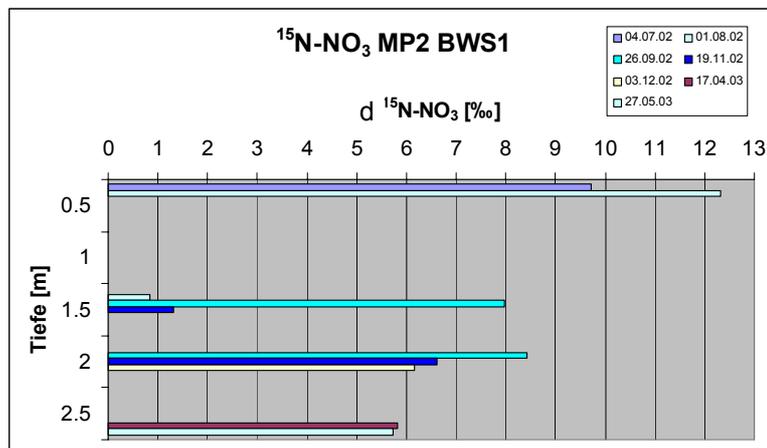
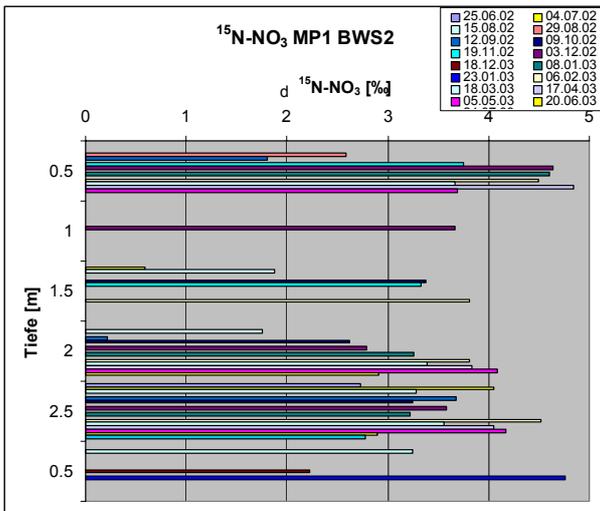
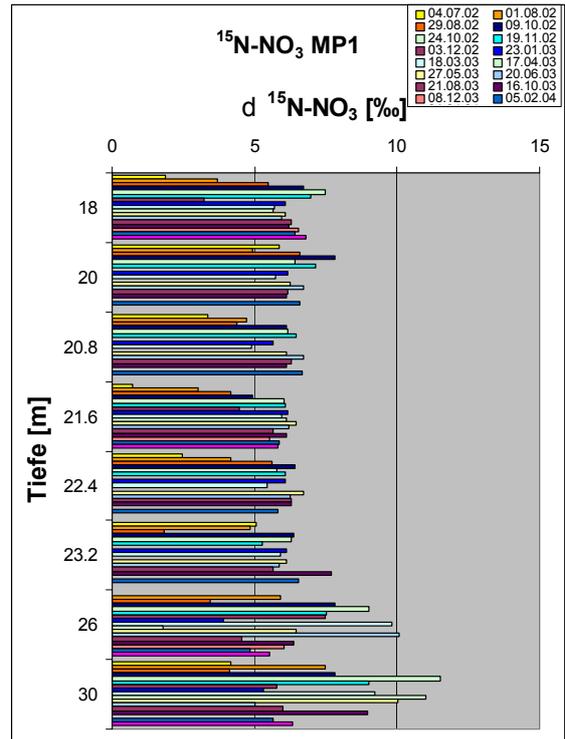
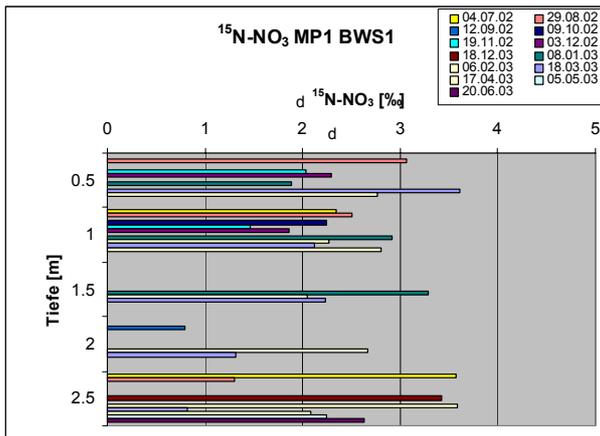


Anhang 20

Isotope im Sickerwasser

Anhang 20

$^{15}\text{N-NO}_3$ Entwicklung Sickerwasser



Anhang 20: Isotope im Sickerwasser - Deuterium

Deuterium [‰]	06.06.2002	25.06.2002	04.07.2002	23.07.2002	01.08.2002	15.08.2002	29.08.2002	12.09.2002	26.09.2002	09.10.2002	24.10.2002	06.11.2002	19.11.2002	03.12.2002	08.01.2003	23.01.2003	06.02.2003	06.03.2003	18.03.2003	02.04.2003	15.05.2003	20.06.2003	24.07.2003	21.08.2003	24.09.2003	16.10.2003	14.11.2003	08.01.2004	05.02.2004	04.03.2004	01.04.2004	29.04.2004	27.05.2004			
MP1-BWS1 0.5m																																				
MP1-BWS1 1.0m																																				
MP1-BWS1 1.5m																																				
MP1-BWS1 2.0m																																				
MP1-BWS1 2.5m																																				
MP1-BWS2 0.5m	-53.9						-54.6	-53.4	-54	-50.1	-53	-52.7	-52.9	-53	-54.8	-53.8		-59	-59.2		-59.5	-65.5						-66.4	-69.7	-69.8	-69.8	-70.4	-69.6			
MP1-BWS2 1.0m	-53.3	-54.4					-52	-53.8	-50.3	-54	-51.9	-52.6	-53.5	-55.2	-56		-60.3	-58.7		-53.6	-61.4	-65.8	-61.5				-63	-64.7	-65.6	-64.7	-65.6	-66.2				
MP1-BWS2 1.5m	-55.3	-56.5	-54.9		-54.8	-53.1	-56.3	-54.8	-55.6	-52.8	-54.6	-54.8	-54.9	-54.2	-55.9	-56.4		-61	-61.7		-53.7	-59.6	-64.3	-61.2							-62.5	-62.7				
MP1-BWS2 2.0m	-56.5	-57.3	-56.8	-55.4	-55.2	-57.5	-56.7	-57.4	-54.2	-56.3	-57	-56.9	-56.5	-56.9	-53.9		-59.6	-57.6		-51.7	-58.2	-62.3	-61.6	-60.6					-59.8	-61.9	-61.1	-61.8	-61.9			
MP1-BWS2 2.5m	-58.2	-58.9	-57.7	-56.1	-56.1	-58.4	-57	-57.6	-55.1	-56.8	-57			-57	-52.3		-71.6	-68.3		-61.4	-64.7	-68.9	-70.7					-66.1	-66.1	-67	-61.8	-61.9	-67.1			
MP1-BWS1 3.0m									-57.8																											
MP1-BWS2 3.0m															-83.9																					
MP1-BWS3 13.0m																																				
MP1-BWS4 18.0m		-64.7	-63.6	-61.2	-61.4	-62.9	-62.5	-63	-62.9	-61.4	-64.4	-62	-63.3	-63.5																						
MP1-BWS5 20.0m		-64.6	-63.4	-60.9	-61.2	-63.7	-61.5	-62.6	-59.1	-62.2	-64.1	-63.1	-62.7	-63.1																						
MP1-BWS6 20.8m		-65.2	-63.4	-61.2	-59.5	-63.3	-62.2	-62.4	-60.1	-62.6	-63.6	-62.4	-63.7	-62.6																						
MP1-BWS7 21.6m		-64.8	-62.8	-61.4	-61.6	-63.4	-62	-62.8	-61.2	-63.7	-63.6	-63.2	-65.2	-62.9																						
MP1-BWS8 22.4m		-64.7	-63.5	-61.4	-61.7	-63.8	-62.7	-62.7	-61.1	-62.3	-62.3	-62.6	-61.6	-63.1																						
MP1-BWS9 23.2m		-64.3	-63.8	-62.1	-62.3	-62.9	-62.7	-63.1	-61	-63.2	-62	-62.4	-64	-63.4																						
MP1-GWS-MP1	-63.7	-63.9	-63.1	-62.7	-59.8	-63.3	-63.5	-63.2	-61.7	-63.8	-62.1	-63.1	-63.3	-62.9		-64.1					-61.1	-62.6	-67.2	-67.9	-68.9	-65	-70.5	-66.1	-65.7	-64.8	-65.8	-65.9	-66.8	-63.8		
MP1-GWS-MP2			-64.3	-63.9	-62.1	-63.4	-63.5	-62.8	-62.5	64	-62.1	-63.1	-63.9	-63.2																						
MP2-BWS1 0.5m	-61.0	-63.2	-63.0	-62.4	-61.5	-61.9	-62.2	-61.7	-60.5						-61.6	-61.2	-60.6												-67.8	-67.4	-68.8	-70.2	-71	-71.1		
MP2-BWS1 1.0m	-62.8	-57.3	-60.6	-61.9	-62.8	-62.6	-63.1	-64.5	-63.1	-94.1		-64.1	-63.7	-63.3			-64				-63.6	-65.1	-70.6	-70.2												
MP2-BWS1 1.5m	-60.7	-60.1	-59.6	-60.2	-61.1	-60.7	-59.5	-60.1	-58.9	-59.9		-59.9	-60.3	-59.5			-59.1				-61.8	-62.5	-67.9	-69.5	-70											
MP2-BWS1 2.0m	-59.1	-61.2	-60.5	-59.8	-59.8	-60.8	-59.6	-60.2	-59.5	-60.8		-60.3	-61.3	-61			-60.8				-61.8	-60.7	-66.5	-67.1	-67.8											
MP2-BWS1 2.5m	-61.4	-61.0	-61.1	-61.3	-61.1	-60.9	-59.7	-60	-59.6	-60.4		-60.4	-61	-59.9			-59.6				-61.6	-60.6	-65.2	-66.2	-67	-66.1										
MP2-BWS2 0.5m																																				
MP2-BWS2 1.0m																																				
MP2-BWS2 1.5m																																				
MP2-BWS2 2.0m																																				
MP2-BWS2 2.5m																																				
MP2-BWS2 3.0m																																				
MP2-BWS2 4.0m																																				
MP2-GWS-MP2	-65.3	-65.7	-65.0	-65.3	-65.1	-64.4	-64.4	-64.2	-63.5	-65.5	-64.2	-65	-64.5	-64.6																						
MP3-BWS1 2m	-62.1	-65.0			-61.5	-62	-59.9	-61.4	-61.3	-61.2	-63.2	-60.7	-63.5	-61.2	-62.8						-65.3	-65	-67.2	-66.8	-67.2	-67	-68.2	-68.2	-68	-66	-65.8	-71.4	-70.7			
MP3-BWS2 3m	-63.2	-64.4	-63.4	-62.2	-62.1	-61.2	-62.2	-62.6	-61.8	-63.8	-59.3	-64.8	-62.1	-63.5			-70.5	-70			-68.3	-65	-67.2	-66.8	-67.2	-67	-68.2	-68.2	-68	-66	-65.8	-71.4	-70.7			
MP3-BWS3 4m	-63.3	-65.0	-65.3	-62.9	-61.9	-61.8	-61.7	-64.2	-62.1	-63.4	-61.7	-61.9	-63.7	-63.2	-62.8						-62.3	-62.5	-69.9	-71	-70.2											
MP3-GWS-MP1	-64.4	-62.9	-64.3	-62.3	-63.7	-62.9	-63	-63.2	-63.3	-63.4	-62.9	-63.1	-63.7	-63.6	-55.7						-61.5	-63.8	-70.1	-70.2	-70.7	-69.5	-73.1	-69.7	-64.5	-65.5	-65.2	-64.9	-65.9	-63.6		

Anhang 20: Isotope im Sickerwasser - 34S-SO4

³⁴ S-SO ₄	23.07.2002	01.08.2002	15.08.2002	29.08.2002	12.09.2002	26.09.2002	24.10.2002	06.11.2002	19.11.2002	03.12.2002	08.01.2003	23.01.2003	06.02.2003	06.03.2003	02.04.2003	15.05.2003	20.06.2003	24.07.2003	24.09.2003	14.11.2003	08.01.2004	04.03.2004	29.04.2004	
MP1-BWS1 0,5m																								
MP1-BWS1 1,0m							4.9																	
MP1-BWS1 1,5m																								
MP1-BWS1 2,0m																								
MP1-BWS1 2,5m					5					5.3														
MP1-BWS2 0,5m																								
MP1-BWS2 1,0m				5.7					5.3															
MP1-BWS2 1,5m				5.1			5.4			4.2														
MP1-BWS2 2,0m				5.4			5.3																	
MP1-BWS2 2,5m	5					5.3																		
MP1-BWS1 3m				-36.2																				
MP1-BWS2 8m																								
MP1-BWS3 13m																								
MP1-BWS4 18,0m			1.9			3.8		3.8																
MP1-BWS5 20,0m			4.2			4.5		4.1						4.9		4.3		4.1	4.2	4.9	3.8	4.6	3.9	
MP1-BWS6 20,8m						4.3		3.9																
MP1-BWS7 21,6m						4.6		3.8																
MP1-BWS8 22,4m			4.2			4.1		3.7																
MP1-BWS9 23,2m						4.5		4.1																
MP1-GWS1-MP1			4.4			4.3		4.4						5		4.7		4.2	4.1	4.9	3.7	4.5	4	
MP1-GWS-MP2			4.2		3.7	4.3		4.2						4.8		4.3		5.2	2.5	5.3	5.1	4.2	3.9	
MP2-BWS1 0,5m					5.7			5.5																
MP2-BWS1 1,0m					5.3																			
MP2-BWS1 1,5m					5.4																			
MP2-BWS1 2,0m					0.9																			
MP2-BWS1 2,5m					5.8		5.8																	
MP2-BWS2 0,5m																								
MP2-BWS2 1,0m					5.2			5.3																
MP2-BWS2 1,5m					6.5			5.3																
MP2-BWS2 2,0m					5.4			5.3																
MP2-BWS2 2,5m					5.5		5.9																	
MP2-BWS2 3,0m		-23.3		-28.2	-25.1	-16.9		-23.2																
MP2-BWS2 4,0m		-27.1		-26.4	-25.8	-26.9	-25.8	-25.6																
MP2-GWS-MP2		-9.6		-4.8	-2.9	-2.8	-5.3	-5.2																
MP3-BWS1 2m			-20.8		-20.5			-19.1																
MP3-BWS2 3m			-7.8		-4.7			-11.8																
MP3-BWS3 4m			-4.1		-1.5			-4.5																
MP3-GWS-MP1			6.8		7.3			7.1				6.6		7.3	5.8	6.7	7.1	8	8.7	8.7	8.7	8.5	7.5	7.5

Anhang 20: Isotope im Sickerwasser - 13C-DIC

¹³ C-DIC [‰]	25.06.2002	04.07.2002	23.07.2002	01.08.2002	15.08.2002	29.08.2002	12.09.2002	26.09.2002	08.01.2003	06.02.2003	06.03.2003	02.04.2003	15.05.2003	20.06.2003	24.07.2003	24.09.2003	14.11.2003	08.01.2004	04.03.2004	29.04.2004	
MP1-BWS1 0,5m																					
MP1-BWS1 1,0m																					
MP1-BWS1 1,5m																					
MP1-BWS1 2,0m																					
MP1-BWS1 2,5m																					
MP1-BWS2 0,5m											-13.93										
MP1-BWS2 1,0m											-14.59										
MP1-BWS2 1,5m											-14.39										
MP1-BWS2 2,0m											-21										
MP1-BWS2 2,5m											-16.86										
MP1-BWS1 3,0m																					
MP1-BWS2 8,0m																					
MP1-BWS3 13,0m																					
MP1-BWS4 18,0m	-13.8	-13	-12.77	-13.4	-13.28	-13.6		-13.4													
MP1-BWS5 20,0m	-13.7	-13.2	-13.26	-13.72	-13.16	-13.87		-13.51					-13.67		-13.57	-12.91	-14.3	-13.38	-13.75	-13.63	
MP1-BWS6 20,8m	-13.7	-13.2	-13.52	-13.1	-12.96	-13.31		-13.42													
MP1-BWS7 21,6m	-13.7	-13.6	-12.84	-13.77	-13.85	-13.72		-13.06													
MP1-BWS8 22,4m	-13.9	-13.3	-12.77	-12.92	-13.39	-13.44		-13.28													
MP1-BWS9 23,2m							-12.6														
MP1-GWS-MP1	-13.7	-15	-14.41	-14.14	-14.32	-14.01	-13.64	-14.04					-13.71		-13.73	-13.63	-14.7	-15.01	-13.4	-13.56	
MP1-GWS-MP2			-13.31	-13.14	-13.38	-13.85	-14.18	-14.13					-13.96		-14.19	-14.98	-14.8	-15.17	-14.13	-14.13	
MP2-BWS2 3,0m							-18.17	-17.93				-19.5	-18.16	-17.23	-18.46	-18.45	-18.5	-17.56	-18.8	-17.37	
MP2-BWS2 4,0m							-16.17	-13.52		-12.46		-15.4	-17.27 (-7)		-17.31	-17.43	-18.4	-17.12	-17.31	-15	
MP2-GWS-MP2							-19.85	-19.78		-17.98		-20.82	-19.9	-20.8	-20.48	-20.21	-19.98	-18.64	-18.15	-17.23	
MP3-BWS1 2m																					
MP3-BWS2 3m	-17.3		-16.41				-17.79														
MP3-BWS3 4m				-16.6		-17.58															
MP3-GWS-MP1	-16.0	-15.5	-15.48	-14.67	-14.86	-14.56	-15.19	-14.83	-14.84	-14.86			-15.98	-17.23	-16.79	-17.13	-16.46	-15.7	-15.28	-15	-14.17

Anhang 21

Ionen im Sickerwasser

Anhang 21: Nitrat im Sickerwasser

NO3	Probe	NO ₃ ⁻ [mg/l]																					
			10.06.2002	25.06.2002	04.07.2002	23.07.2002	01.08.2002	15.08.2002	29.08.2002	12.09.2002	26.09.2002	09.10.2002	24.10.2002	06.11.2002	19.11.2002	03.12.2002	18.12.2002	08.01.2003	23.01.2003	06.02.2003	19.02.2003	06.03.2003	18.03.2003
A1	MP1-BWS1 0,5m	87.1				31.2		40.5	31.0	28.2	26.5	22.9	27.9	44.7	30.6	12.5	10.1	10.8	11.5	13.7	16.74	17.89	19.97
A2	MP1-BWS1 1,0m	60.1	58.8	53.3	40.5	37.6	37.4	36.4	36.7	37.5	37.7	37.8	38.2	39.1	38.3	36.8	28.8	32.8	33.0	31.90	31.50	31.27	
A3	MP1-BWS1 1,5m	21.3	24.3	25.7	25.2	23.3	28.3	29.1	22.1	28.0	26.1	22.6		21.6	27.4	29.2	30.3	31.1	26.0	24.80	24.24	26.78	
A4	MP1-BWS1 2,0m	34.4	37.5	27.1	24.8	39.3	28.1	34.7	40.6	28.4	31.9	29.7		28.6	28.7	26.2	26.2	33.2	21.8	19.53	20.66	20.44	
A5	MP1-BWS1 2,5m	38.1	35.2	33.2	35.0	28.4	26.0	20.6	16.3	15.2	16.3	15.1		15.7	18.6	21.2	10.4	18.9	18.3	15.94	16.29	17.07	
A6	MP1-BWS2 0,5m	7.9					29.4	32.5	44.7	52.5	55.4	55.6	72.7	71.3	72.4	70.7	67.7		69.0	65.91	68.92	73.26	
A7	MP1-BWS2 1,0m	3.0	0.1					0	0	3.6	7.3	8.6	11.4	21.1	21.0	24.7	26.3	26.8	27.6	28.48	29.80	31.16	
A8	MP1-BWS2 1,5m	50.1	47.9	45.5	43.4	41.1	41.1	37.6	37.7	36.6	37.0	36.3	36.4	35.0	34.2	32.8	29.1	26.7	27.4	26.73	26.86	29.79	
A9	MP1-BWS2 2,0m	85.4	88.4	84.9	87.7	86.1	84.4	80.9	81.0	80.3	80.0	76.1	77.8	72.2	70.8	73.5	40.9	71.8	55.1	54.82	52.91	54.35	
A10	MP1-BWS2 2,5m	105.6	104.5	101.4	94.9	98.3	98.4	96.2	94.1	90.9	89.9	87.5			80.9	82.3	40.6	76.8	50.2	51.77	53.58	57.94	
A11	MP1-BWS1 3m						23.4	10.1		11.3	0.2	0	0	0	26.4	132.3			80.3	51.2	32.94	34.84	
A12	MP1-BWS2 8m										0	0	0	0.8	0.1	0			0.2	2.5		0.00	
A13	MP1-BWS3 13m										0	0	0	0	0.5				0	0.5			2.97
A14	MP1-BWS4 18,0m		8.2	38	35.8	42.2	36.1	34.6	31.4	22.4	35.0	35.4	34.4	35.6	35.4			42.0	44.3		42.56	46.02	
A15	MP1-BWS5 20,0m		11.6	30.5	20.7	30.2	27.0	25.8	34.2	20.6	33.2	32.4	36.5	32.2	31.2			35.6	38.4		39.90	41.27	
A16	MP1-BWS6 20,8m		16.0	32.3	27.7	34.1	32.2	29.9	38.8	27.7	37.0	33.2	37.2	33.0	32.2			36.4	37.9		38.62	41.78	
A17	MP1-BWS7 21,6m		7.8	33.7	31.9	35.8	34.6	33.1	40.8	28.8	35.4	32.6	34.8	33.8	33.8			37.2	38.0		38.42	42.42	
A18	MP1-BWS8 22,4m		14.8	31.2	30.7	34.7	32.2	28.7	33.6	21.5	36.4	31.5	36.6	33.7	33.2			37.1	38.6		37.38	41.98	
A19	MP1-BWS9 23,2m		11.0	34.5	33.0	35.6	31.9	33.3	37.7	28.3	38.9	37.0	37.8	35.0	34.3			37.0	38.7		34.60	40.31	
A20	MP1-GWS1-MP1	23.7	9.6	8.5	6.5	18.4	17.7	17.3	16.3	16.0	26.1	21.2	23.0	25.8	25.1			23.3			20.30	20.44	
A21	MP1-GWS-MP2			37.5	16.7	12.1	12.1	10.6	14.7	15.2	21.3	14.4	16.9	20.2	33.5			29.6			23.14	19.10	
B1	MP2-BWS1 0,5m	6.9	11.6	14.1	11.2	13.5	7.4	0.8	0	0	0	0	0	0	0.3	0.6			0.5	0		0	
B2	MP2-BWS1 1,0m	0.1	7.5	9.3	8.9	7.9	6.3	2.4	0	0	0	0	0.3	0	0.2	0.1			0	0		0	
B3	MP2-BWS1 1,5m	0	1.5	3.3	2.8	4.9	6.0	6.4	5.9	6.7	3.9	6.7	2.5	0.5	0.2	0			0	0		0	
B4	MP2-BWS1 2,0m	0	0	0	0	0.6	2.1	1.9	2.6	2.7	0.6	0.6	7.6	8.0	9.1	8.3			3.2	2.32		2.12	
B5	MP2-BWS1 2,5m	0	0	0.1	0	0.9	2.0	2.3	0	0.7	0.4		4.8	6.2	5.5	4.4			1.9	2.42		2.41	
B6	MP2-BWS2 0,5m	55.3	85.6	104.2	117.9	175.5	163.2	73.4	10.9	0.4			1.0	3.8	5.0	5.1			7.9	6.47	8.19	11.50	
B7	MP2-BWS2 1,0m	0	2.9	3.8	3.2	1.4	0.6	0.2	0	0			0	0	0.1	0.2			0.2	0		0	
B8	MP2-BWS2 1,5m	0	0	0	0	0.9	2.0	1.8	2.0	1.3	0.9		0.9	0.5	0.2	0			0.1	0		0	
B9	MP2-BWS2 2,0m	1.0	0.6	0.7	0	0.9	0.8	0.6	0	0			0.1	0.2	0.2	0.1			0.3	0		0	
B10	MP2-BWS2 2,5m	0	0	0	0	0	1.3	1.6	1.0	0.5	0		3.0	3.1	3.2	2.9			1.1	0		0	
B11	MP2-BWS2 3,0m	0	0	11.3	0	0	0.2	0	0	0	0		0.1	0	0				0			0	0
B12	MP2-BWS2 4,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0.1	0.2	0			0.1	0.1		0	0	0
B13	MP2-GWS-MP2	0	0	0	0	0	0.3	0	0	0	0		0	0.2	0.7	0			0	0		0	0
C1	MP3-BWS1 2m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0.1	0	0	0			0	0		0	0
C2	MP3-BWS2 3m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0.1	0.1	0	0			0	0		0	0
C3	MP3-BWS3 4m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0.1	0	0	0			0.1	0		0	0
C4	MP3-GWS-MP1	32.5	12.5	4.9	16.6	35.2	42.3	44.8	17.9	32.9	35.7	38.5	41.6	38.8	42.8	41.1	21.8	36.6	36.4	14.35	16.13	0	

Anhang 21: Nitrat im Sickerwasser

NO3	Probe	02.04.2003	17.04.2003	05.05.2003	15.05.2003	27.05.2003	20.06.2003	24.07.2003	21.08.2003	24.09.2003	16.10.2003	14.11.2003	08.12.2003	08.01.2004	05.02.2004	04.03.2004	01.04.2004	29.04.2004	27.05.2004
		A1	MP1-BWS1 0,5m	23.27	24.79	24.94	23.96	24.05	17.19	13.76						94.78	137.11	254	248
A2	MP1-BWS1 1,0m	31.39	31.42	30.95	31.41	31.31	31.84	79.66	168.31					80.62	74.66	79.1	90.7	95.6	95.7
A3	MP1-BWS1 1,5m	25.58	26.01	25.77	26.00	25.41	24.39	23.04	16.45					12.42	29.92	49.1	55.6	55.8	52.3
A4	MP1-BWS1 2,0m	19.18	22.02	19.87	20.43	19.01	20.37	18.62	0					0	0	9.6	14.4	5.31	0.00
A5	MP1-BWS1 2,5m	16.03	16.07	16.18	16.54	16.48	16.82	17.17						3.65	15.21	18.7	24.5	27.2	27.3
A6	MP1-BWS2 0,5m	68.73	66.83	64.51	61.19	53.96	32.11	21.25						211.64	297.34	342	351	339	229
A7	MP1-BWS2 1,0m	30.91	31.45	31.20	31.09	31.24	29.09	25.54						2.30	42.46	50.7	58.9	60.4	63.6
A8	MP1-BWS2 1,5m	26.83	27.30	27.95	26.53	26.50	25.10	26.86						26.38		32.6	37.9	38.1	39.5
A9	MP1-BWS2 2,0m	51.13	50.02	49.03	48.70	48.32	47.59	46.76	40.25					10.89	35.39	44.9	45.5	45.3	44.1
A10	MP1-BWS2 2,5m	54.35	56.74	57.12	57.00	56.58	55.51	57.44						18.48	45.10	47.2	50.2	51.1	49.0
A11	MP1-BWS1 3m	13.64	20.34	15.89	6.16	0.00	0.00	2.05	1.73										
A12	MP1-BWS2 8m	0.00	0.00	21.24	23.32	21.02	27.65	33.42	27.99	40.59	8.97	46.39			53.06	52.8	57.9	62.0	
A13	MP1-BWS3 13m							7.55	8.16	9.88	8.97	7.98	4.85		9.31	9.17	8.89	8.12	
A14	MP1-BWS4 18,0m	42.94	44.12	42.87	43.83	44.27	42.20	43.70	42.72	41.57	41.48	40.06	38.75	39.22	39.27	38.5	40.6	40.8	39.7
A15	MP1-BWS5 20,0m	39.54	39.37	36.32	37.69	36.19	35.90	37.33	36.00	37.66	38.17	37.52		35.93	37.52	37.2	39.5	38.5	37.6
A16	MP1-BWS6 20,8m	38.69	38.56	36.33	37.13	37.06	35.55	36.88	34.85	37.07	37.95	37.30		35.84	37.76	37.7	39.2	39.0	37.4
A17	MP1-BWS7 21,6m	39.08	38.47	36.44	37.05	36.98	35.93	37.40	36.83	37.50	38.14	37.97	37.08	36.55	38.23	37.4	38.7	38.9	37.8
A18	MP1-BWS8 22,4m	38.64	38.22	36.46	37.39	36.78	35.95	38.16	37.00	37.69	38.15	38.06		35.74	37.61	37.6	39.4	39.6	37.3
A19	MP1-BWS9 23,2m	38.96	37.82	37.78	37.21	36.56	35.38	37.38	37.53	38.37	38.89	39.02		36.42	36.78	37.7	40.6	39.4	37.4
A20	MP1-GWS1-MP1	22.05	18.50	19.19	23.91	29.35	19.44	30.37	13.85	37.22	32.58	21.12	22.52	21.26	32.11	20.2	27.8	14.3	7.3
A21	MP1-GWS-MP2	22.40	16.60	14.30	24.14	21.98	13.73	23.75	10.08	14.71	27.73	15.21		35.99	16.97	24	27.8	13.9	8.0
B1	MP2-BWS1 0,5m	0	0	0	0	0								2.03	0	0	0	0	0
B2	MP2-BWS1 1,0m	0	0	0	0	0	0	0							1.79	1.73	0	0	0
B3	MP2-BWS1 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
B4	MP2-BWS1 2,0m	2.09	0	0	0	0	0	0	0	2.24				0	0	0	0	0	0
B5	MP2-BWS1 2,5m	2.69	2.92	3.07	3.12	3.05	3.19	3.12	2.83	1.90			0	2.17	0	1.75	0	1.89	0
B6	MP2-BWS2 0,5m	11.31	8.68	5.45	5.45									1.85	3.10	2.32	1.93	0	0
B7	MP2-BWS2 1,0m	0	0	0	0	0	0	0						0		1.81	0	0	0
B8	MP2-BWS2 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0
B9	MP2-BWS2 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	1.95			0	0	0	0	0	0	2.15
B10	MP2-BWS2 2,5m	2.13	2.26	2.27	0	2.35	2.70	2.04	2.78	2.82		2.19	0	0	0	0	0	0	0
B11	MP2-BWS2 3,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
B12	MP2-BWS2 4,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
B13	MP2-GWS-MP2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C1	MP3-BWS1 2m	0	0	0	0	0	0	0	0	1.78	0	0	0	0	0	0	4.73	3.36	0
C2	MP3-BWS2 3m	0	0	0	0	0	0	0	1.77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C3	MP3-BWS3 4m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.75	0	0	0	0	0	0
C4	MP3-GWS-MP1	23.89	3.83	4.97	4.42	6.92	8.40	11.23	13.49	11.53	8.73	29.98	38.36	35.07	29.14	41.7	38.2	34.5	8.3

Anhang 21: Nitrit im Sickerwasser

Probe	NO ₂ ⁻ [mg/l]	[mg/l]																				
		10.06.2002	25.06.2002	04.07.2002	23.07.2002	01.08.2002	15.08.2002	29.08.2002	12.09.2002	26.09.2002	09.10.2002	24.10.2002	06.11.2002	19.11.2002	03.12.2002	18.12.2002	08.01.2003	23.01.2003	06.02.2003	19.02.2003	06.03.2003	18.03.2003
A1	MP1-BWS1 0,5m	0			4.2		0	0	0	0	0	0	0.1	0.3	0.1	0	0	0.1	0.1	0	0	0
A2	MP1-BWS1 1,0m	0	0	0.1	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0
A3	MP1-BWS1 1,5m	0	0	0	0	0.5	0.1	0	0	0.2	0.1	0.4		0	0.2	0	0	0	0	0	0	0
A4	MP1-BWS1 2,0m	0.1	0	0	0	0	0.2	0	0.1	0.1	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
A5	MP1-BWS1 2,5m	0	0	0	0.3	0.1	0.3	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0.1	0	0	0	0
A6	MP1-BWS2 0,5m	0					0	0	0	0.5	0.1	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A7	MP1-BWS2 1,0m	0	0				0	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A8	MP1-BWS2 1,5m	0	0	0	0	0.3	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A9	MP1-BWS2 2,0m	0.3	0	0.1	0.2	0.1	0.1	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A10	MP1-BWS2 2,5m	0.1	0.1	0.3	0.3	0.1	0	0	0	0	0	0.1			0	0	0	0	0	0	0	0
A11	MP1-BWS1 3m						0.3	6.5		0	0.3	0.2	0.2	0	5.4	3.0		0.5	1.1	6.01	0	0
A12	MP1-BWS2 8m										0	0.1	0.1	0	0.6	0		0	0			
A13	MP1-BWS3 13m										0	0.1	0	0.1	0.3			0	0.6			0
A14	MP1-BWS4 18,0m		16.4	3.9	5.7	1.8	4.1	4.6	7.7	8.9	3.9	3.6	3.6	1.4	1.5			0.3	0.1			0
A15	MP1-BWS5 20,0m		7.2	2.5	7.2	0.5	4.5	4.9	3.3	8.5	3.4	3.1	1.5	2.9	4.0			1.3	0.5			0
A16	MP1-BWS6 20,8m		3.2	1.4	1.0	0.6	1.5	1.6	1.4	2.9	1.6	2.7	1.4	2.6	2.9			1.0	0.1			0
A17	MP1-BWS7 21,6m		11.6	1.8	1.2	0.6	1.1	1.9	1.9	7.3	3.5	4.7	3.2	3.2	2.8			0.5	0.3			0
A18	MP1-BWS8 22,4m		3.5	1.1	2.1	0.9	2.5	4.5	6.1	11.1	3.5	5.1	2.8	2.7	2.9			0.6	0.2			0
A19	MP1-BWS9 23,2m		10.6	1.8	2.0	0.9	1.2	1.1	0.5	2.2	0.8	1.6	1.5	2.1	2.7			1.0	0.1			0
A20	MP1-GWS1-MP1	4.3	4.4	0.7	0.4	0	0	0	0.1	0	0.1	0.2	0.3	0.7	0			0				0
A21	MP1-GWS-MP2				1.1	1.4	0	0	0.6		0.1	0.1	0.2	0.2	0			0				1.59
B1	MP2-BWS1 0,5m	2.7	0.8	0.4	1.5	1.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0			0
B2	MP2-BWS1 1,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0			0
B3	MP2-BWS1 1,5m	0	0	0	0	0.1	0.1	0.4	1.0	0	0	0	0	0	0			0	0			0
B4	MP2-BWS1 2,0m	0	0	0	0	0	0	0.1	0.9	1.1	2.4			0	0			0	0			0
B5	MP2-BWS1 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0.5			0.1	0	0		0.2	0			0
B6	MP2-BWS2 0,5m	1.5	8.6	10.5	28.1	9.8	6.4	8.6	0	0			0	0	0			0	0			0
B7	MP2-BWS2 1,0m	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0	0			0	0			0	0			0
B8	MP2-BWS2 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0			0	0			0	0		0	0
B9	MP2-BWS2 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0			0	0			0
B10	MP2-BWS2 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0			0	0			0
B11	MP2-BWS2 3,0m	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0.1	0	0	0			0	0			0
B12	MP2-BWS2 4,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0			0	0			0
B13	MP2-GWS-MP2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0			0	0			0
C1	MP3-BWS1 2m	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	-0.1	0		0	0			0
C2	MP3-BWS2 3m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0.1	0		0	0			0
C3	MP3-BWS3 4m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0.1	0	0	0	0			0
C4	MP3-GWS-MP1	11.6	0	31.6	16.5	9.3	9.4	5.1	16.3	7.5	5.1	4.3	4.8	8.0	8.6	6.8	1.4	9.6	6.3	9.04	0	0

Anhang 21: Nitrit im Sickerwasser

Probe		02.04.2003	17.04.2003	05.05.2003	15.05.2003	27.05.2003	20.06.2003	24.07.2003	21.08.2003	24.09.2003	16.10.2003	14.11.2003	08.12.2003	08.01.2004	05.02.2004	04.03.2004	01.04.2004	29.04.2004	27.05.2004
A1	MP1-BWS1 0,5m	0	0	0	0	0	0	0						0,28	0	0	0	0	0
A2	MP1-BWS1 1,0m	0	0	0	0	0	0	2,39	0,6					0	0	0	0	0	0
A3	MP1-BWS1 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0					0	0	0	0	0	0
A4	MP1-BWS1 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0					0,51	0,58	0	0,26	0,29	0
A5	MP1-BWS1 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0					0	0	0	0	0	0
A6	MP1-BWS2 0,5m	0	0	0	0	0	0	0						0,47	0	0	0	0	0
A7	MP1-BWS2 1,0m	0	0	0	0	0	0	0						0	0	0	0	0	0
A8	MP1-BWS2 1,5m	0	0	0	0	0	0	1,61						1,69	0	0	0	0	0
A9	MP1-BWS2 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0					0	0	0	0	0	0
A10	MP1-BWS2 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0					0	0	0	0	0	0
A11	MP1-BWS1 3m	12,1	0	0	0	0	0	0	0					0					
A12	MP1-BWS2 8m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0,79	0,74	0	
A13	MP1-BWS3 13m	0	0	0	0	0	0	3,45	0	0	0	3,27	5,07		3,82	3,82	5,03	4,08	
A14	MP1-BWS4 18,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A15	MP1-BWS5 20,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A16	MP1-BWS6 20,8m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A17	MP1-BWS7 21,6m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A18	MP1-BWS8 22,4m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A19	MP1-BWS9 23,2m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A20	MP1-GWS1-MP1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,3
A21	MP1-GWS-MP2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,49
B1	MP2-BWS1 0,5m	0	0	0	0	0								0	0	0	0	0	0
B2	MP2-BWS1 1,0m	0	0	0	0	0	0	0						0	0	0	0	0	0
B3	MP2-BWS1 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0
B4	MP2-BWS1 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0
B5	MP2-BWS1 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0,21	0
B6	MP2-BWS2 0,5m	0	0	0	0	0								0	0	0	0	0	0
B7	MP2-BWS2 1,0m	0	0	0	0	0	0	0						0	0	0	0	0	0
B8	MP2-BWS2 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0
B9	MP2-BWS2 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0
B10	MP2-BWS2 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0
B11	MP2-BWS2 3,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0
B12	MP2-BWS2 4,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0
B13	MP2-GWS-MP2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C1	MP3-BWS1 2m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C2	MP3-BWS2 3m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C3	MP3-BWS3 4m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C4	MP3-GWS-MP1	2,40	3,81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,52	2,66	3,29	3,37	7,68

Anhang 21: Ammonium im Sickerwasser

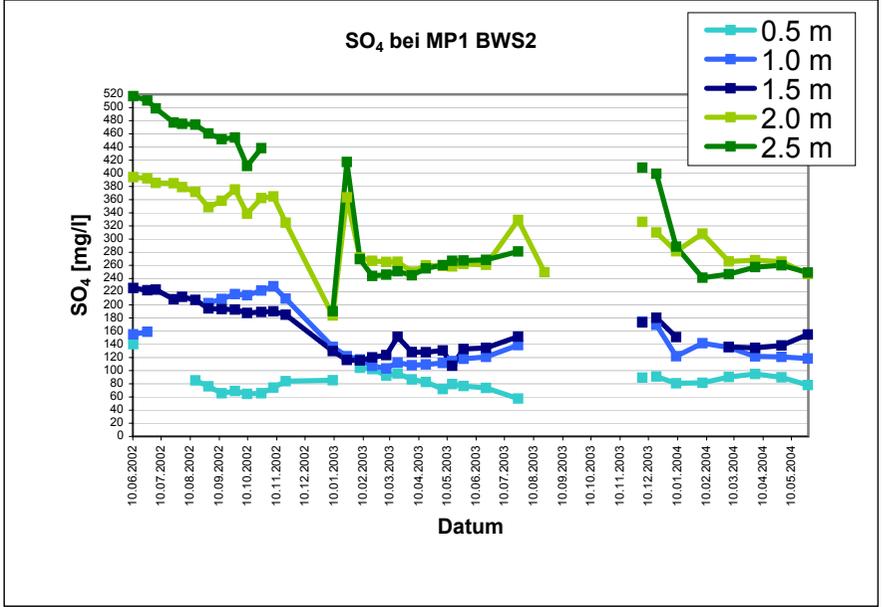
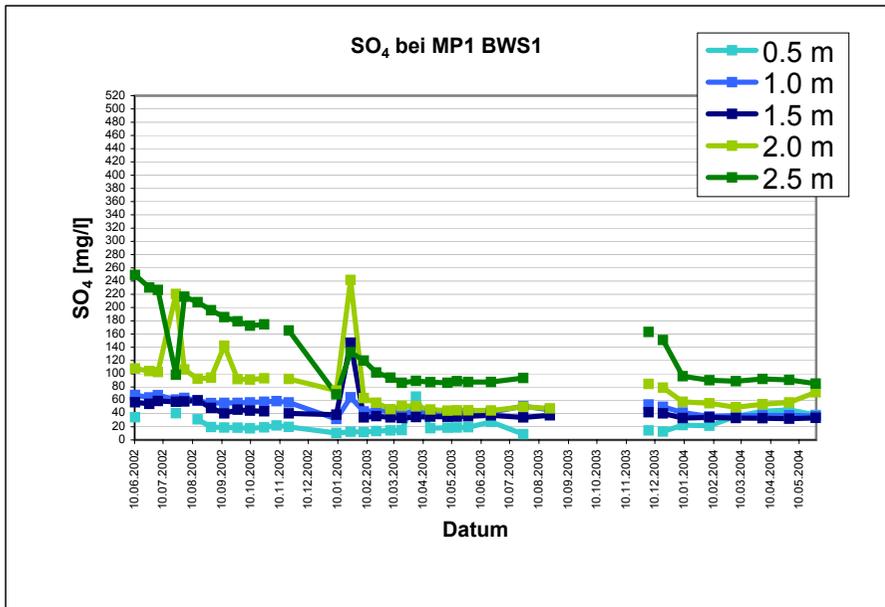
NH ₄ ⁺	Probe	NH ₄ ⁺ [mg/l]																										
		10.06.2002	25.06.2002	04.07.2002	23.07.2002	01.08.2002	15.08.2002	29.08.2002	12.09.2002	26.09.2002	09.10.2002	24.10.2002	06.11.2002	19.11.2002	03.12.2002	18.12.2002	08.01.2003	23.01.2003	06.02.2003	05.05.2003	15.05.2003	05.02.2004	04.03.2004	01.04.2004	29.04.2004	27.05.2004		
A1	MP1-BWS1 0,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,5	0	0	0	0,29	0,52	0,01	0,01	0,01	0,05	0,02		
A2	MP1-BWS1 1,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0,03	0,24	0,02	0,06	0,11	0,04	0,03		
A3	MP1-BWS1 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,31	0,05	0,01	0,01	0,01	0,03		
A4	MP1-BWS1 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0,04	0		0,02	0,04	0,01	0,03		
A5	MP1-BWS1 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0		0,05	0,02	0,07	0,02	0,02	
A6	MP1-BWS2 0,5m	1,3					0	0	0	0,7	0,3	2,9	0	0	0	0	0	0	0	0,32	0,59		0,09	0,1	0,12	0,08	0,14	
A7	MP1-BWS2 1,0m	0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0,25		0,27	0,01	0,06	0	0,13	
A8	MP1-BWS2 1,5m	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,6	0	0,2	0	0,47	0,23		0,2	0,1	0,02	0,14		
A9	MP1-BWS2 2,0m	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0,07	0,04		0,27	0,07	0,04	0,02	0,14	
A10	MP1-BWS2 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7	0	0,01	0,01		0,03	0	0,01	0,06	0,02	
A11	MP1-BWS1 3m						0,2	0,1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,04							
A12	MP1-BWS2 8m									0	0	0	0	0	0	0,2			0	0,01	0,02		0,03	0,03	0,01			
A13	MP1-BWS3 13m									0	0	0	0	5,2	0			0	0,7	3,98	3,64		1,68	3,02	5,14	3,83		
A14	MP1-BWS4 18,0m		0	0	0	0	0	0	4,1	0	0	0,6	0,4	0,7	1			1,1	1,2	0,02	0,01		0,02	0,01	0,08	0,04	0,13	
A15	MP1-BWS5 20,0m		0	0	0	0	0	0	1,2	0	0	1	1,1	0,8	1,1			1,6	1,1	0,01	0		0,07	0,02	0,46	0,06	0,17	
A16	MP1-BWS6 20,8m		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	1	0,8				1,1	0,4	0,02	0,01		0,01	0,02	0,2	0,05	0,35	
A17	MP1-BWS7 21,6m		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0,7	0,4	0,7			1,3	1,1	0,01	0,3		0,07	0,01	0,57	0,05	0,23	
A18	MP1-BWS8 22,4m		0	0	0	0,3	0	0	0,9	0	0,3	0,9	0,5	0,3	0,6			1,0	0,6	0,01	0,07		0,02	0,03	0,04	0,06	0,06	
A19	MP1-BWS9 23,2m		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	1	0,8	1,3			1,4	0,9	0,01	0,51		0,02	0,8	0,11	0	0,05	
A20	MP1-GWS1-MP1		0	0	0,5	0	0	0	0	0	1,4	0	0	0	0	0,2			0,6	0		0,04	0	0,03	0	0,06	0,06	0,97
A21	MP1-GWS-MP2		0,1	0	0	0	0	0	0	1,1	0	0	0	0	0	0,2			0,4			0,69	0	0,11	0	0,11	0,01	0,93
B1	MP2-BWS1 0,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0		1,1	0	0	0,9			0	0,11	0,31		0,02	0,01	0,01	0,07	0,03	
B2	MP2-BWS1 1,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0,02	0,02		0,03	0,01	0,01	0,06	0,03	
B3	MP2-BWS1 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0,05	0,02		0,02	0,01	0,01	0,07	0,03	
B4	MP2-BWS1 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0,6	0,05	0,11		0,02	0	0,02	0,06	0,03	
B5	MP2-BWS1 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0			1,7	0,08	0,04		0,03	0,01	0,02	0,05	0,01	
B6	MP2-BWS2 0,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0	0	0,2	0	0	0			0	0,08	0,35		0,05	0,01	0,11	0,1	0,08
B7	MP2-BWS2 1,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3			0	0,07	0,04		0	0,02	0,06	0,01		
B8	MP2-BWS2 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0,08	0,05		0,02	0,01	0,01	0,06	0,02	
B9	MP2-BWS2 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0,06	0		0,02	0	0,01	0,06	0,01	
B10	MP2-BWS2 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4		0,2	0	0	0			0,1	0,07		0,01	0	0,01	0,06	0,02	
B11	MP2-BWS2 3,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7				0	0,09	0,01		0,01	0,01	0,01	0	0,02	
B12	MP2-BWS2 4,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,7	0	0				0	0,44	0,32		0,17	0,16	0,23	0,11	0,09	
B13	MP2-GWS-MP2	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,4	0,5	0		0,4	0,9				0	0,14	0,07		0,02	0,29	0,08	0,02	0	
C1	MP3-BWS1 2m	0	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0,01	0,01		0,02	0	0,02	0,06	0,07	
C2	MP3-BWS2 3m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0,8	0			0	0,01	0		0,02	0	0,01	0,06	0,01	
C3	MP3-BWS3 4m	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0,8	0	0	0	0	1,8	1	0,7	1	0	0,02	0,08		0,02	0,01	0,01	0,04	0,03	
C4	MP3-GWS-MP1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0,6	0	0,02	0,01		0,08	0,03	0,06	0,02	0,13	

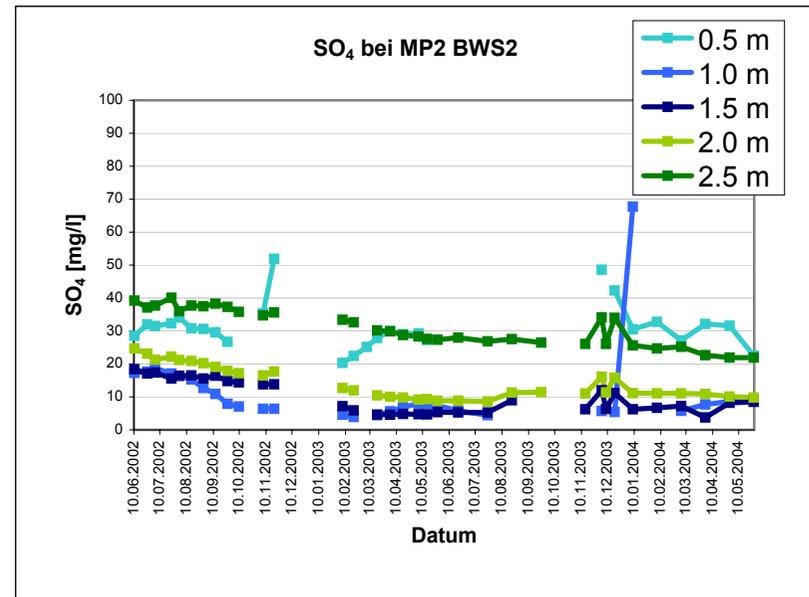
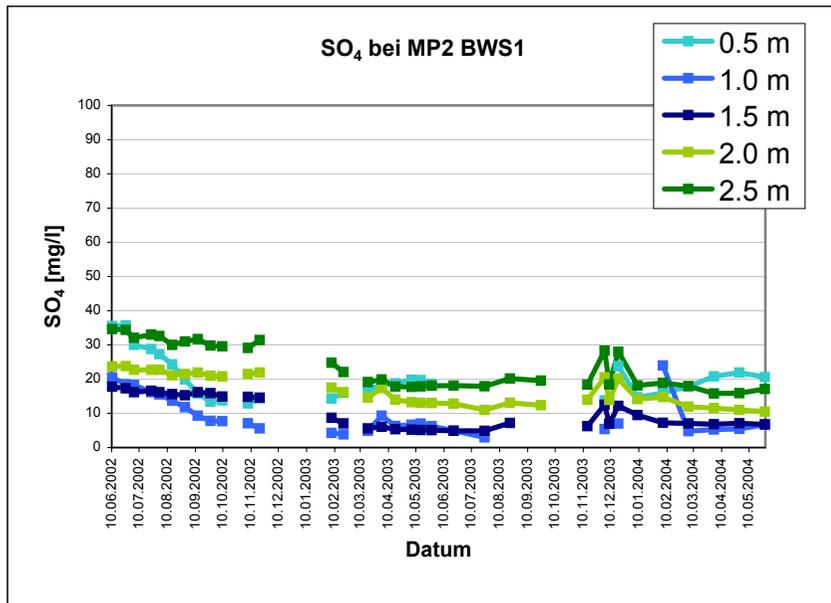
Anhang 21: Sulfat im Sickerwasser

	Probe	SO ₄ ²⁻ [mg/l]		04.07.2002	23.07.2002	01.08.2002	15.08.2002	29.08.2002	12.09.2002	26.09.2002	09.10.2002	24.10.2002	06.11.2002	19.11.2002	03.12.2002	18.12.2003	08.01.2003	23.01.2003	06.02.2003	19.02.2003	06.03.2003	18.03.2003		
		10.06.2002	25.06.2002																					
A1	MP1-BWS1 0,5m	34.3			40.3		31.1	19.4	18.6	18.5	17.6	18.9	22.0	19.6	14.4	12.6	10.5	12.5	11.9	13.4	14.3	14.9		
A2	MP1-BWS1 1,0m	67.9	64.2	67.7	60.9	63.5	59.4	55.7	56.0	56.0	56.7	57.6	58.7	56.7	53.5	50.1	31.7	64.5	43.1	44.4	43.2	40.3		
A3	MP1-BWS1 1,5m	56.9	54.5	58.9	57.5	58.0	59.7	48.4	40.0	45.7	44.3	43.2		40.1	41.9	40.2	38.1	146.8	34.1	36.1	34.0	33.1		
A4	MP1-BWS1 2,0m	107.9	104.1	102.7	220.6	106.4	92.5	94.1	142.3	91.9	91.2	93.1		92.1	84.7	79.1	74.7	241.7	63.3	56.1	46.5	51.2		
A5	MP1-BWS1 2,5m	249.2	230.2	226.5	98.5	216.3	208.1	196.0	185.5	179.2	172.6	174.5		165.2	163.2	151.0	68.7	132.5	119.8	101.9	94.1	86.3		
A6	MP1-BWS2 0,5m	140.2					85.1	76.2	65.5	69.1	64.6	65.7	74.2	84.0	89.4	91.1	85.5		104.3	102.3	92.6	95.6		
A7	MP1-BWS2 1,0m	155.1	159.1					202.5	209.1	216.2	214.7	221.7	228.4	209.5	174.4	169.5	136.0	121.9	116.9	107.2	103.2	112.2		
A8	MP1-BWS2 1,5m	225.5	222.1	223.1	208.6	212.2	207.6	194.6	193.5	192.9	187.6	189.2	190.1	185.1	173.2	180.3	129.8	116.3	115.6	120.0	123.6	151.5		
A9	MP1-BWS2 2,0m	394.1	392.2	385.3	385.0	379.0	371.8	348.5	358.3	375.5	338.6	362.3	364.9	324.9	326.3	310.0	183.7	363.3	271.8	267.0	265.4	265.4		
A10	MP1-BWS2 2,5m	517.3	510.8	498.8	477.1	475.1	474.1	460.5	452.0	454.5	411.1	438.3			408.7	399.4	190.5	417.3	269.3	243.9	245.9	251.2		
A11	MP1-BWS1 3m						5496.0	4840.0		4709.0	4758.0	4768.0	4657.0	4427.0	4722.0	5277.0		3171.0	2133.0	2291.0	2203.0			
A12	MP1-BWS2 8m										371.5	400.5	394.2	4407.0	381.8	252.3		457.7	432.1		524.4			
A13	MP1-BWS3 13m										856.8	934.6	934.0	954.5	912.2			982.7	931.7		1068.7	1099.8		
A14	MP1-BWS4 18,0m		180.7	190.0	192.8	191.4	192.4	193.5	245.8	193.3	193.7	195.9	232.1	214.4	192.2			197.6	188.1		190.6	209.6		
A15	MP1-BWS5 20,0m		205.6	177.8	183.7	182.5	185.2	187.1	200.5	184.4	182.0	190.8	196.7	193.5	189.1			199.0	188.9		195.4	208.1		
A16	MP1-BWS6 20,8m		159.3	180.8	186.4	183.6	187.7	185.9	191.1	187.8	179.5	187.5	198.2	190.1	187.9			196.4	188.3		195.7	205.2		
A17	MP1-BWS7 21,6m		164.7	183.5	183.6	181.9	186.2	185.4	194.1	186.9	189.2	208.7	207.8	187.3	188.8			199.4	193.3		196.3	209.7		
A18	MP1-BWS8 22,4m		174.7	181.9	186.0	184.9	188.4	186.1	202.6	188.0	193.8	190.8	207.9	387.2	186.2			194.6	191.7		194.0	189.7		
A19	MP1-BWS9 23,2m		181.3	180.4	179.6	180.8	189.6	185.2	183.5	185.9	182.0	191.5	200.9	200.9	199.7			191.0	193.0		202.6	210.0		
A20	MP1-GWS1-MP1	181.0	181.8	186.2	206.4	176.2	180.4	179.4	198.1	184.1	181.7	188.8	193.8	186.0	186.1			186.5			186.0	170.9		
A21	MP1-GWS-MP2			184.3	193.5	191.4	191.6	189.0	197.6	189.2	184.4	194.0	198.5	191.0	188.9			184.6			183.5	212.9		
B1	MP2-BWS1 0,5m	35.5	35.7	30.0	28.8	27.3	24.3	19.9	15.8	13.4	13.8			12.9	14.4	13.8	23.8			14.3	16.0	16.9		
B2	MP2-BWS1 1,0m	20.5	18.5	18.3	16.2	15.5	13.7	11.8	9.3	7.8	7.7			7.1	5.6	5.4	7.0			4.3	3.9	4.9		
B3	MP2-BWS1 1,5m	17.8	17.3	16.2	16.6	16.2	15.6	15.3	16.2	15.9	14.9			14.8	14.6	12.5	12.2			8.7	7.0	5.6		
B4	MP2-BWS1 2,0m	23.7	23.8	22.7	22.7	22.7	21.1	21.5	21.9	21.0	20.8			21.5	21.9	20.5	20.1			17.5	16.2	14.6		
B5	MP2-BWS1 2,5m	34.6	34.4	32.1	33.0	32.6	30.0	31.0	31.7	29.8	29.6			29.1	31.4	28.3	28.0			24.8	22.1	19.2		
B6	MP2-BWS2 0,5m	28.5	32.0	31.5	32.3	34.1	30.8	30.6	29.6	26.7				35.3	51.9	48.6	42.3			20.3	22.4	27.8		
B7	MP2-BWS2 1,0m	17.3	17.7	18.7	17.1	16.4	15.3	12.7	10.9	7.9	7.1			6.4	6.4	5.7	5.4			4.6	3.9	4.4		
B8	MP2-BWS2 1,5m	18.4	17.1	17.4	15.6	16.4	16.5	15.6	16.4	14.8	14.4			13.8	13.8	12.0	11.2			7.2	5.9	4.7		
B9	MP2-BWS2 2,0m	24.7	23.1	21.3	22.2	21.2	20.9	20.2	19.1	17.9	17.2			16.5	17.7	16.1	15.8			12.7	12.0	10.4		
B10	MP2-BWS2 2,5m	39.2	37.1	37.7	40.1	36.0	37.7	37.5	38.3	37.3	35.8			34.7	35.6	34.1	34.0			33.4	32.6	30.2		
B11	MP2-BWS2 3,0m	696.6	632.0	576.9	532.2	414.7	435.1	435.9	263.0	156.6	185.6	190.8	197.7	193.0	200.6					302.4		562.0	441.3	
B12	MP2-BWS2 4,0m	789.2	755.8	763.7	763.7	787.7	789.0	722.0	574.5	619.0	593.9	628.4	560.8	440.9	447.7			512.9	609.9		596.4	535.6		
B13	MP2-GWS-MP2	229.0	219.4	214.4	208.1	212.8	217.1	176.8	149.8	147.0	150.4	160.7	169.4	172.4	171.5			129.4	124.0		131.1	131.6		
C1	MP3-BWS1 2m	542.4	428.3		392.8	416.7	338.5	283.5	367.7	315.0	274.9	328.8	361.0	334.6	337.1	308.8				551.2	448.4	620.5	587.4	
C2	MP3-BWS2 3m	401.2	318.9	296.8	269.0	252.4	258.2	193.0	179.1	190.3	214.1	267.9	367.6	357.2	306.1	184.7				168.5	152.6	145.7	142.1	170.1
C3	MP3-BWS3 4m	300.5	278.5	262.1	248.9	255.4	233.6	194.0	189.8	199.2	205.6	219.0	237.0	241.6	240.3	185.4	173.2			150.1	141.9	140.1	144.8	
C4	MP3-GWS-MP1	332.5	331.6	324.6	323.2	330.9	332.1	328.8	311.7	310.2	299.5	323.8	341.9	308.0	317.3	318.2	142.7	324.6	313.1	346.5	359.1	360.9		

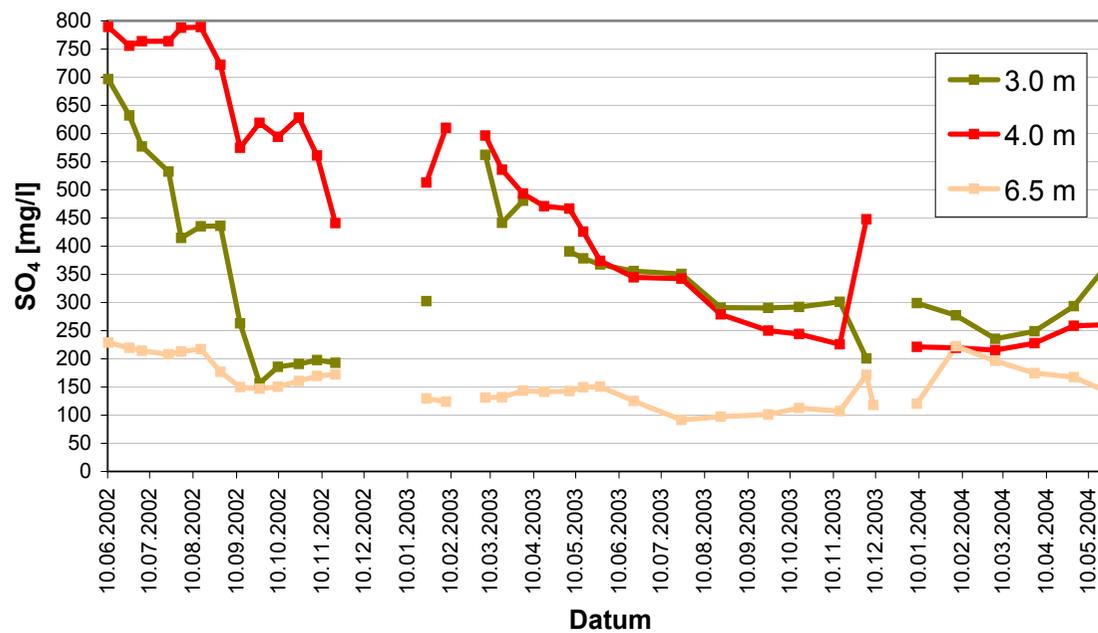
Anhang 21: Sulfat im Sickerwasser

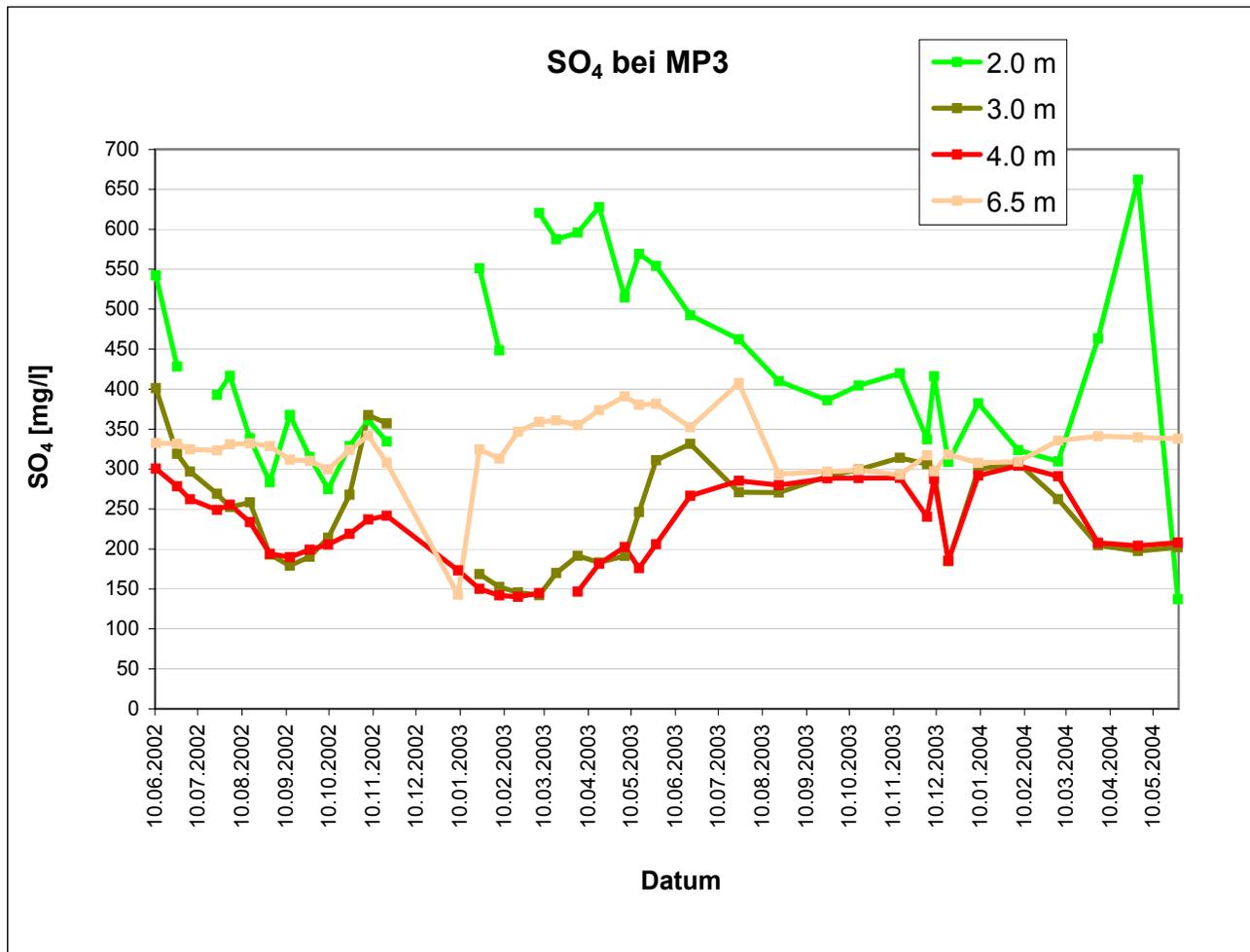
Probe	02.04.2003 17.04.2003 05.05.2003 15.05.2003 27.05.2003 20.06.2003 24.07.2003 21.08.2003 24.09.2003 16.10.2003 14.11.2003 08.12.2003 08.01.2004 05.02.2004 04.03.2004 01.04.2004 29.04.2004 27.05.2004																	
	02.04.2003	17.04.2003	05.05.2003	15.05.2003	27.05.2003	20.06.2003	24.07.2003	21.08.2003	24.09.2003	16.10.2003	14.11.2003	08.12.2003	08.01.2004	05.02.2004	04.03.2004	01.04.2004	29.04.2004	27.05.2004
A1	MP1-BWS1 0,5m	65.5	17.7	18.4	18.7	19.2	27.1	8.8					22.3	21.4	35.8	43.2	45.4	37.8
A2	MP1-BWS1 1,0m	42.3	40.4	41.3	41.6	40.9	41.8	51.0	45.4				41.4	35.5	36.7	36.9	37.1	36.2
A3	MP1-BWS1 1,5m	34.4	35.2	35.1	35.3	35.8	37.2	34.1	37.2				33.1	33.9	33.1	32.7	32.0	33.3
A4	MP1-BWS1 2,0m	51.0	46.0	44.2	44.7	44.6	44.4	50.1	47.6				57.7	55.4	49.2	53.9	56.6	72.1
A5	MP1-BWS1 2,5m	89.2	87.3	86.2	88.7	87.5	87.6	93.5					96.4	90.2	88.7	92.1	90.8	85.0
A6	MP1-BWS2 0,5m	86.7	82.7	71.8	79.5	76.5	73.7	57.6					80.9	81.4	90.3	95.0	89.8	78.0
A7	MP1-BWS2 1,0m	108.2	109.4	111.5	114.4	118.0	120.9	138.7					122.0	141.7	135.3	121.5	120.8	118.5
A8	MP1-BWS2 1,5m	128.3	127.9	130.8	107.5	132.8	134.6	151.8					150.9		136.0	134.6	138.4	155.0
A9	MP1-BWS2 2,0m	250.4	260.2	259.3	258.3	262.1	260.9	329.1	249.7				281.4	308.4	266.1	268.0	265.7	247.0
A10	MP1-BWS2 2,5m	245.0	255.5	260.3	267.0	267.4	268.4	281.2					288.5	241.2	246.7	257.4	260.1	249.0
A11	MP1-BWS1 3m	2780.0	2747.0	2909.0	2719.2	2211.0	2662.0	3201.7	3431.2									
A12	MP1-BWS2 8m	643.4	588.0	653.1	654.8	638.8	585.1	709.3	442.5	519.4	623.2	493.7		516.6	541.1	607.0	589.6	
A13	MP1-BWS3 13m	1111.1	1055.7	1102.9	1173.0	1223.4	1105.9	1112.7	970.5	966.5	960.0	956.7	914.7		923.2	948.7	1023.7	1047.0
A14	MP1-BWS4 18,0m	193.6	191.0	194.3	194.4	191.3	197.4	205.3	194.7	194.3	194.6	192.4	190.5	194.6	189.3	195.1	198.4	195.0
A15	MP1-BWS5 20,0m	195.7	198.3	195.7	199.1	196.9	197.7	206.4	193.2	193.1	190.3	190.4		198.4	193.2	193.2	205.0	196.7
A16	MP1-BWS6 20,8m	193.2	190.9	195.9	191.1	199.3	191.0	205.4	198.3	191.7	190.7	189.4		196.0	191.7	192.7	202.8	195.3
A17	MP1-BWS7 21,6m	194.8	196.6	199.8	196.9	200.0	199.7	206.4	196.6	193.9	191.0	193.4	194.1	197.1	189.9	193.0	204.4	197.2
A18	MP1-BWS8 22,4m	196.3	198.9	199.7	195.0	197.5	194.9	201.9	193.5	193.5	188.6	193.0		197.9	192.3	193.7	202.0	195.1
A19	MP1-BWS9 23,2m	194.2	194.3	197.4	195.6	198.3	195.8	208.8	200.2	191.0	190.7	191.0		199.6	193.6	197.0	201.1	193.7
A20	MP1-GWS1-MP1	200.7	199.1	195.3	197.8	190.9	184.0	197.6	185.3	189.7	186.5	187.0	187.4	189.8	191.6	191.8	205.1	207.6
A21	MP1-GWS-MP2	190.7	192.5	192.1	187.3	188.4	185.3	193.8	193.9	191.5	192.9	193.8		190.0	190.0	196.2	210.3	210.9
B1	MP2-BWS1 0,5m	18.4	18.8	19.8	19.7	18.6							14.7	15.9	17.8	20.8	21.9	20.6
B2	MP2-BWS1 1,0m	9.3	6.3	6.7	7.0	6.2	5.0	2.9						24.0	4.8	5.3	5.5	6.7
B3	MP2-BWS1 1,5m	6.1	5.4	5.2	5.1	5.1	4.9	4.9	7.2			6.2	7.0	9.5	7.2	7.1	6.8	7.1
B4	MP2-BWS1 2,0m	17.4	14.0	13.3	13.1	13.0	12.8	11.0	13.1	12.4		14.0	13.9	14.1	14.8	11.9	11.5	11.0
B5	MP2-BWS1 2,5m	19.9	17.9	17.7	17.9	18.0	18.1	17.9	20.2	19.6		18.4	18.5	18.2	18.0	15.8	15.9	17.1
B6	MP2-BWS2 0,5m	30.0	29.0	29.2	27.3									30.5	32.7	27.2	32.1	31.6
B7	MP2-BWS2 1,0m	5.6	6.9	8.0	7.8	7.4	5.8	4.5						67.7	5.8	7.7	8.6	9.0
B8	MP2-BWS2 1,5m	4.6	4.8	4.8	4.7	5.4	5.3	9.0				6.2	6.4	6.3	6.7	7.2	3.7	8.2
B9	MP2-BWS2 2,0m	10.0	9.8	9.2	9.3	8.9	8.8	11.4	11.4			11.1	11.4	11.1	11.1	10.9	10.1	9.8
B10	MP2-BWS2 2,5m	29.9	28.8	28.3	27.6	27.4	28.0	26.9	27.5	26.5		26.1	26.1	25.6	24.7	25.2	22.6	21.9
B11	MP2-BWS2 3,0m	480.4		390.5	378.3	367.5	355.8	350.6	290.9	290.3	292.1	301.3		298.8	277.0	235.5	248.9	293.4
B12	MP2-BWS2 4,0m	493.1	471.0	466.5	425.6	374.0	344.6	342.3	278.9	250.1	244.0	225.8		221.1	219.5	215.5	227.7	258.4
B13	MP2-GWS-MP2	143.4	141.4	142.5	149.5	150.7	125.1	91.3	97.2	101.2	112.7	107.0		117.9	120.3	222.4	196.3	167.5
C1	MP3-BWS1 2m	595.8	627.7	514.7	569.2	554.1	492.4	462.4	410.0	386.1	404.5	419.8	416.1	382.4	323.7	309.6	463.5	662.1
C2	MP3-BWS2 3m	191.5	183.1	191.3	246.2	311.0	331.5	271.0	270.6	290.9	299.2	314.1	296.7	299.8	307.4	262.5	204.6	197.4
C3	MP3-BWS3 4m	146.7	181.5	202.5	176.0	206.0	266.5	285.3	279.7	288.5	288.6	288.8	287.7	291.8	304.1	291.1	207.8	204.1
C4	MP3-GWS-MP1	355.0	373.5	391.1	380.5	381.5	352.3	407.5	293.8	296.9	298.6	292.9	297.1	307.7	309.1	335.5	341.2	339.7





SO₄ bei MP2





Anhang 21: Phosphat im Sickerwasser

PO ₄ ³⁻	Probe	PO ₄ ³⁻ [mg/l]																					
		10.06.2002	25.06.2002	04.07.2002	23.07.2002	01.08.2002	15.08.2002	29.08.2002	12.09.2002	26.09.2002	09.10.2002	24.10.2002	06.11.2002	19.11.2002	03.12.2003	18.12.2003	08.01.2003	23.01.2003	06.02.2003	19.02.2003	06.03.2003	18.03.2003	
A1	MP1-BWS1 0,5m	0			5,0		0		1,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A2	MP1-BWS1 1,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A3	MP1-BWS1 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A4	MP1-BWS1 2,0m	0	0	7	13,1	0	3,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A5	MP1-BWS1 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A6	MP1-BWS2 0,5m	0					39,3	0	7,4	2,0	1,4	0	1,8	2,9	2,6	2,6	9,6		3,0	2,49	2,36	0	
A7	MP1-BWS2 1,0m	2,9	0					0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A8	MP1-BWS2 1,5m	0	0	19,7	0	16,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A9	MP1-BWS2 2,0m	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A10	MP1-BWS2 2,5m	0	0	7,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,5	0	0	0	0	0
A11	MP1-BWS1 3m						1,2	1,1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A12	MP1-BWS2 8m									0	0	0	154,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A13	MP1-BWS3 13m									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A14	MP1-BWS4 18,0m	0	7,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,84	0
A15	MP1-BWS5 20,0m	0	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A16	MP1-BWS6 20,8m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A17	MP1-BWS7 21,6m	3,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A18	MP1-BWS8 22,4m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A19	MP1-BWS9 23,2m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,01
A20	MP1-GWS1-MP1	0	0	15,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A21	MP1-GWS-MP2			2,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B1	MP2-BWS1 0,5m	2,0	2,1	14,7	0	0	2,0	1,6	1,3	0	1,1		14,6	1,4	0	1,4		0	0	0	0	0	0
B2	MP2-BWS1 1,0m	0,7	0,5	6	6,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,21	0
B3	MP2-BWS1 1,5m	0	0	2,2	75,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,89
B4	MP2-BWS1 2,0m	4,3	4,9	3,5	2,9	2,0	1,9	3,5	4,1	3,0	3,2		3,3	3,5	3,1	7,9		2,7	5,07			1,83	0
B5	MP2-BWS1 2,5m	6,2	3,7	0	2,3	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0		2,2	0			0	3,35
B6	MP2-BWS2 0,5m	3,9	3,8	4,7	0	0	1,4	2,6	2,2	2,4			2,0	2,2	2,3	2,0		1,5	4,68	2,35		8,06	0
B7	MP2-BWS2 1,0m	1,9	0	138,9	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0		0	0			0	0
B8	MP2-BWS2 1,5m	0,6	0	6,9	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0		0	0			0	0
B9	MP2-BWS2 2,0m	1,5	3,5	6	1,8	2,1	2,4	0	3,1	2,4	2,7		2,3	2,7	0	2,3		2,3	2,80			2,86	0
B10	MP2-BWS2 2,5m	3,8	3,4	5,1	0	1,7	2,2	2,7	2,9	2,4	2,6		2,4	2,7	2,7	2,6		2,7	3,54			0	3,31
B11	MP2-BWS2 3,0m	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0			0	0
B12	MP2-BWS2 4,0m	0	40,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0			0	0
B13	MP2-GWS-MP2	0	5,1	35,7	0	0	0	0	0	0	0	0	181,4	0	0	0		0	0			0	0
C1	MP3-BWS1 2m	0	1,1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0			0	0
C2	MP3-BWS2 3m	0	0	2,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0			0	0
C3	MP3-BWS3 4m	0	0	2,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0			0	0
C4	MP3-GWS-MP1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	2,3	0	0	12,68	0

Anhang 21: Phosphat im Sickerwasser

PO ₄ ³⁻	Probe	02.04.2003	17.04.2003	05.05.2003	15.05.2003	27.05.2003	20.06.2003	24.07.2003	21.08.2003	24.09.2003	16.10.2003	14.11.2003	08.12.2003	08.01.2004	05.02.2004	04.03.2004	01.04.2004	29.04.2004	27.05.2004
		A1	MP1-BWS1 0,5m	0	0	0	0	0	0	3.94						0	0.6	0	0
A2	MP1-BWS1 1,0m	0	0	0	0	0	0	0	0					0	0	0	0	0	0
A3	MP1-BWS1 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0					0	0	0	0	0	0
A4	MP1-BWS1 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0					0	0	0	0	0	0
A5	MP1-BWS1 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0					0	0	0	0	0	0
A6	MP1-BWS2 0,5m	3.48	2.11	2.1	2.07	3.02	0	3.24						2.8	0	2.23	1.76	0	0
A7	MP1-BWS2 1,0m	0	0	0	19.92	0	0	0						3.4	0	0	0	0	0
A8	MP1-BWS2 1,5m	5.01	0	0	2.61	0	0	0						0.8	0	0	0	0	0
A9	MP1-BWS2 2,0m	0	0	0	0	0	0	0	0					0	0	0	0	0	0
A10	MP1-BWS2 2,5m	0	0	0	0	0	0	0	0					0	0	9.25	9.75	2.68	9
A11	MP1-BWS1 3m	0	0	0	0	0	0	0	0					0					
A12	MP1-BWS2 8m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0
A13	MP1-BWS3 13m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
A14	MP1-BWS4 18,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
A15	MP1-BWS5 20,0m	0	0	7.67	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
A16	MP1-BWS6 20,8m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
A17	MP1-BWS7 21,6m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
A18	MP1-BWS8 22,4m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
A19	MP1-BWS9 23,2m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
A20	MP1-GWS1-MP1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
A21	MP1-GWS-MP2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
B1	MP2-BWS1 0,5m	1.51	1.92	1.56	1.66	0									0	1.8	2.24	2.24	0
B2	MP2-BWS1 1,0m	0	0	0	0	0	0	0							1.66	0	0	0	0
B3	MP2-BWS1 1,5m	0	0	0	0	0	0	0	0						0	0	0	0	0
B4	MP2-BWS1 2,0m	3.33	3.33	3.40	3.91	3.48	3.81	4.68	3.54	3.6				0	3.31	3.6	2.39	3.84	3.9
B5	MP2-BWS1 2,5m	2.11	4.74	3.14	1.61	0	0	0	0.99	0				0	0	1.1	1.16	1.24	0
B6	MP2-BWS2 0,5m	4.36	0	7.09	7.47									1.97	1.17	2.2	2.48	2.7	0
B7	MP2-BWS2 1,0m	2.21	0	0	0	0	1.04	0						0	0	0	0	0	0
B8	MP2-BWS2 1,5m	0	0	0	2.58	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0
B9	MP2-BWS2 2,0m	2.37	3.35	2.87	1.72	9.85	3.20	3.92	2.88	2.25			2.23	2.94	2.91	2.56	2.8	2.9	3.07
B10	MP2-BWS2 2,5m	3.41	7.60	3.10	3.37	4.06	9.24	3.43	2.86	2.9			2.85	3.13	2.81	2.86	2.9	2.98	2.36
B11	MP2-BWS2 3,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
B12	MP2-BWS2 4,0m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	7.3
B13	MP2-GWS-MP2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	3
C1	MP3-BWS1 2m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
C2	MP3-BWS2 3m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
C3	MP3-BWS3 4m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
C4	MP3-GWS-MP1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0

Anhang 21: Gegenüberstellung frische Probe - Probe nach 2 Wochen

Datum	Probe	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	Li ⁺ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	Br ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	F ⁻ [mg/l]	PO ₄ ³⁻ [mg/l]
29.08.2002	A18a MP1-BWS8 22,4m	11.8	1.3	176.0	34.7	-0.2	-0.1	42.1	49.2	185.9	-0.1	0.5	0.3	-0.2
12.09.2002	A18	11.3	1.3	175.2	34.3	0.9	-0.1	33.6	44.6	202.6	-0.1	6.1	0.3	-0.2
26.09.2002	A16a MP1-BWS6 20,8m	11.8	1.3	166.2	32.8	-0.2	-0.1	41.3	49.8	187.5	-0.1	0.3	0.2	-0.2
09.10.2002	A16	11.3	1.1	174.9	32.4	-0.2	-0.1	37.0	43.0	179.5	-0.1	1.6	0.3	-0.2
26.09.2002	A18a MP1-BWS8 22,4m	12.4	1.2	166.4	37.2	-0.2	-0.1	41.7	45.9	189.8	-0.1	1.1	0.2	-0.2
09.10.2002	A18	11.7	1.1	175.0	33.2	0.3	-0.1	36.4	43.1	193.8	-0.1	3.5	0.3	-0.2
24.10.2002	A14a MP1-BWS4 18,0m	28.9	1.6	136.7	34.8	0.6	-0.1	45.9	50.2	194.4	-0.1	0.4	-0.1	-0.2
06.11.02	A14	31.1	1.9	163.8	33.9	3.8	-0.1	34.4	47.1	232.1	-0.1	3.6	0.2	-0.2
24.10.2002	A15a MP1-BWS5 20,0m	11.7	1.3	177.2	35.0	1.0	-0.1	41.0	48.9	198.5	-0.1	0.5	-0.1	-0.2
06.11.02	A15	11.6	1.5	116.3	36.9	-0.2	-0.1	36.5	46.4	196.7	-0.1	1.5	-0.1	-0.2
24.10.2002	A16a MP1-BWS6 20,8m	11.4	1.3	178.1	33.9	-0.2	-0.1	41.0	48.5	190.0	-0.1	0.4	-0.1	-0.2
06.11.02	A16	11.3	1.7	145.3	37.4	0.3	-0.1	37.2	46.9	198.2	-0.1	1.4	0.2	-0.2
24.10.2002	A17a MP1-BWS7 21,6m	11.6	1.2	150.9	34.0	0.6	-0.1	41.3	50.7	192.0	0.1	0.5	0.2	-0.2
06.11.02	A17	11.3	1.9	173.2	37.2	2.7	-0.1	34.8	45.2	207.8	-0.1	3.2	0.2	-0.2
24.10.2002	A18a MP1-BWS8 22,4m	11.7	1.3	141.0	36.5	0.9	-0.1	40.6	49.7	197.0	0.1	0.5	-0.1	-0.2
06.11.02	A18	11.9	1.8	180.1	37.5	1.8	-0.1	36.6	46.7	207.9	0.3	2.8	0.2	-0.2
24.10.2002	A19a MP1-BWS9 23,2m	12.0	1.3	164.2	34.3	0.5	-0.1	41.5	49.3	199.0	-0.1	0.3	0.2	-0.2
06.11.02	A19	11.5	10.9	157.1	36.7	0.2	-0.1	37.8	54.9	200.9	0.1	1.5	0.2	-0.2
06.11.02	A14a MP1-BWS4 18,0m	25.6	1.7	160.5	34.1	0.4	-0.1	42.1	48.7	188.3	-0.1	0.1	0.2	-0.2
19.11.02	A14	28.8	1.6	159.1	33.5	3.3	-0.1	35.6	45.2	214.4	-0.1	1.4	0.2	-0.2
06.11.02	A15a MP1-BWS5 20,0m	11.1	1.4	173.9	36.6	1.1	-0.1	40.2	50.5	202.6	-0.1	0.3	0.2	26.8
19.11.02	A15	11.3	1.6	170.1	34.5	1.3	-0.1	32.2	44.2	193.5	-0.1	2.9	0.2	-0.2
06.11.02	A16a MP1-BWS6 20,8m	11.3	2.6	174.0	36.5	0.5	-0.1	40.6	51.0	197.1	-0.1	0.3	0.2	-0.2
19.11.02	A16	11.2	2.9	160.3	33.7	0.6	-0.1	33.0	45.5	190.1	-0.1	2.6	0.2	-0.2
06.11.02	A17a MP1-BWS7 21,6m	10.9	1.7	169.7	36.0	0.7	-0.1	39.7	49.9	194.0	0.1	0.5	0.2	-0.2
19.11.02	A17	11.2	1.5	160.0	34.0	0.5	-0.1	33.8	43.6	187.3	-0.1	3.2	0.2	-0.2
06.11.02	A18a MP1-BWS8 22,4m	11.2	2.1	177.2	34.9	0.5	-0.1	40.7	51.0	199.6	-0.1	0.3	0.2	-0.2
19.11.02	A18	11.2	2.0	135.7	34.0	1.2	-0.1	33.7	45.4	387.2	-0.1	2.7	0.2	-0.2
06.11.02	A19a MP1-BWS9 23,2m	11.6	2.9	176.6	36.7	1.0	-0.1	40.8	51.7	201.7	-0.1	0.1	0.2	2.3
19.11.02	A19	11.6	5.4	166.3	35.1	2.0	-0.1	35.0	48.2	200.9	-0.1	2.1	0.2	-0.2
06.11.02	B11a MP2-BWS2 3,0m	71.0	3.8	89.8	18.4	-0.2	-0.1	0.1	53.4	182.3	-0.1	-0.1	-0.1	-0.2
19.11.02	B11	60.5	4.0	91.8	19.6	-0.2	-0.1	-0.1	57.9	193.0	0.1	-0.1	-0.1	-0.2
06.11.02	B12a MP2-BWS3 4,0m	306.7	11.6	52.9	13.6	1.7	-0.1	0.1	86.0	469.5	-0.1	-0.1	0.4	-0.2
19.11.02	B12	252.1	10.6	45.4	14.2	-0.2	-0.1	0.2	76.9	440.9	0.1	-0.1	0.2	-0.2
19.11.02	A14a MP1-BWS4 18,0m	26.4	1.6	155.7	32.6	0.7	-0.1	43.8	49.9	193.1	0.1	0.2	0.2	-0.2
03.12.2002	A14	26.9	1.6	164.1	32.4	1.3	0.1	35.4	46.8	192.2	-0.1	1.5	0.2	-0.2
19.11.02	A15a MP1-BWS5 20,0m	11.1	1.3	165.6	33.7	0.8	-0.1	39.8	48.8	191.3	0.1	0.4	0.2	-0.2
03.12.2002	A15	10.5	1.5	165.9	33.4	0.6	-0.1	31.2	44.4	189.1	-0.1	4.0	0.2	-0.2
19.11.02	A16a MP1-BWS6 20,8m	10.9	1.3	173.1	33.4	1.0	-0.1	39.7	48.6	193.9	0.1	0.3	0.2	-0.2
03.12.2002	A16	11.0	1.5	173.4	34.7	0.6	-0.1	32.2	44.5	387.9	-0.1	2.9	0.2	-0.2
19.11.02	A17a MP1-BWS7 21,6m	11.0	1.3	169.2	33.5	0.4	-0.1	39.8	48.6	189.8	0.1	0.5	0.2	-0.2
03.12.2002	A17	10.8	1.3	166.4	34.4	0.6	-0.1	33.8	43.8	188.8	-0.1	2.8	0.2	-0.2
19.11.02	A18a MP1-BWS8 22,4m	11.2	1.3	165.2	34.3	0.3	-0.1	40.0	47.5	186.8	-0.1	0.3	0.2	-0.2
03.12.2002	A18	10.8	1.6	170.1	35.5	1.0	-0.1	33.2	43.3	186.2	-0.1	2.9	0.2	-0.2
19.11.02	A19a MP1-BWS9 23,2m	11.8	1.4	168.2	34.9	0.8	-0.1	41.5	49.1	193.8	0.3	0.3	0.2	-0.2
03.12.2002	A19	11.4	1.5	178.8	33.7	2.1	-0.1	34.3	44.8	199.7	-0.1	2.7	0.2	-0.2

Bsp: A18a "frische" Probe
A18 Probe zwei Wochen in der Saugkerze

Anhang 22

Materialeigenschaften GMS

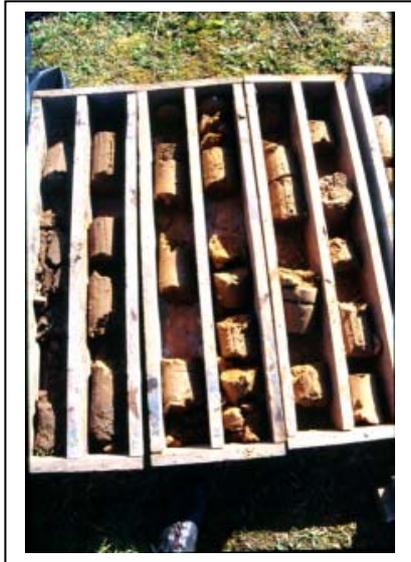
Anhang 22: Materialeigenschaften GMS

Material	horizontale hydraulische Leitfähigkeit (kf) [m/d]	vertikale hydraulische Leitfähigkeit (kf) [m/d]	horizontale Anisotropie	vertikale Anisotropie	Spezifischer Speicher [1/m]	Spezifische Ausbeute	longitudinale Dispersivität	Porosität
Löss	0.100	0.100	1	1	0	0	5.0	0.20
Sand/Kies	77.000	77.000	1	1	0	0	10.0	0.25
Buntsandstein (BS)	0.005	0.005	1	1	0	0	1.0	0.05
Obere Letten	0.001	0.001	1	1	0	0	0.5	0.02
Plattendolomit	5.500	5.500	1	1	0	0	2.0	0.10

Anhang 23

Bilddokumentation Bohrkern

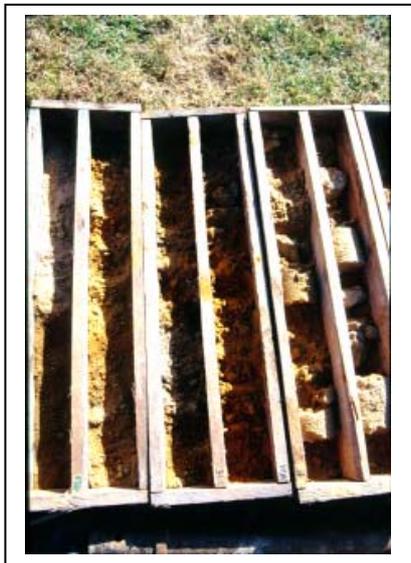
Anhang 23: Bilddokumentation Bohrkern



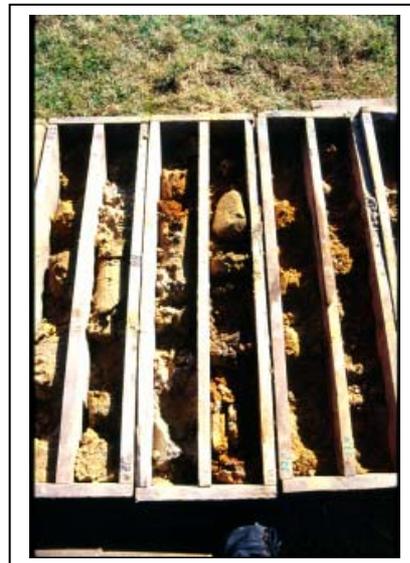
MP1 0-6m



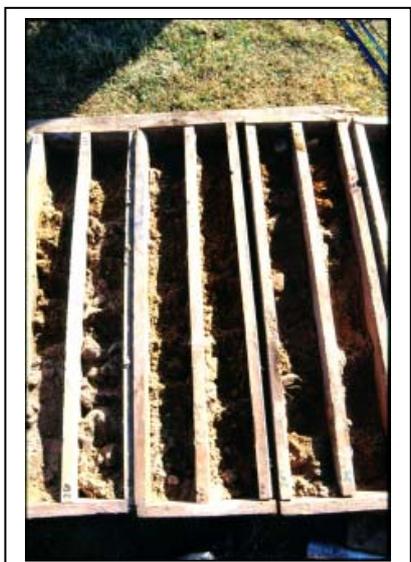
MP1 6-12m



MP1 12-18m



MP1 18-24m



MP1 24-30m



MP1 30-32m

Anhang 23: Bilddokumentation Bohrkern



MP2 0-8,5m



MP3 0-6m



MP3 6-8,5m

Anhang 24

Bilddokumentation Bau Messplätze

Anhang 24
Bilddokumentation Bau Messplätze

Bohrung
Messplatz 1
am 06.03.02



Bohrung
Messplatz 1
am 06.03.02



Bohrung
Messplatz 2
am 14.03.02



Anhang 24
Bilddokumentation Bau Messplätze



TDR-Sonde (links) und Saugkerze SK4 (rechts)



Einbau der Sonden durch Mitarbeiter der Firma UIT

Anhang 25

Bilddokumentation Ausbau Messplätze

Anhang 25
Bildokumentation Ausbau Messplätze



Abb. 1: Abdeckung Messplatz 2

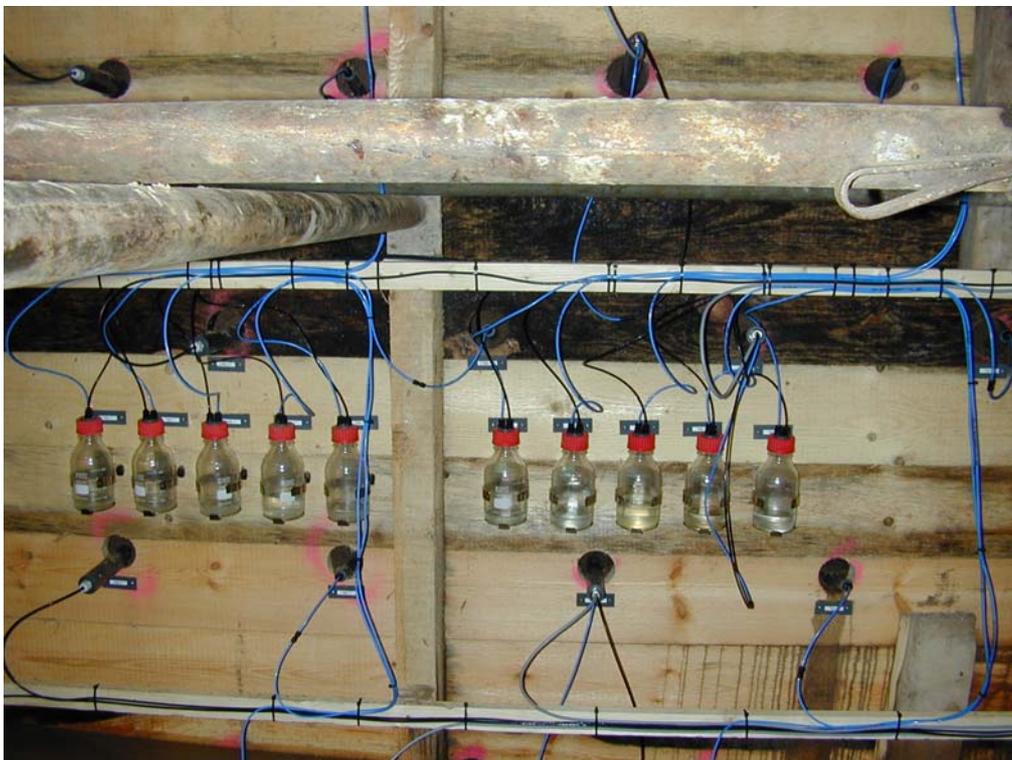


Abb. 2: Ausbau Messplatz 2

Anhang 25
Bilddokumentation Ausbau Messplätze



Abb. 1: Ausbau Messplatz 1