

Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Torgauer Raum

Nitratkonzentration im Sickerwasser

Thomas Schmidt¹, Martin Volk² und Marco Neubert²

Inhaltsangabe:

1	Anliegen und Problemstellung	2
2	Methodisches Vorgehen	2
2.1	Bewirtschaftung und N-Auswaschung	2
	Forst	2
	Grünland	3
	Ackerland	4
2.2	Simulation der ackerbaulichen Standorte	4
3	Datengrundlagen	6
3.1	Wetter	6
3.2	Boden	6
4	Auswertung	7
4.1	Simulationsergebnisse	7
4.2	Regionalisierte Aussagen zum Stickstoffhaushalt	9
	Szenariorechnungen	9
5	Ergebnisse	9
5.1	Nitratkonzentration	9
5.2	Unsicherheiten	10
	5.2.1 Stickstoffaustrag	10
	5.2.2 Grundwasserneubildung	11
5.3	Gesamtbetrachtung	11
6	Schlussfolgerung	11
	Literatur	12
	Materialsammlung	14

¹ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung

² UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Angewandte Landschaftsökologie

1 Anliegen und Problemstellung

Der Torgauer Raum ist eine ländliche geprägte Region mit ca. 50 % landwirtschaftlicher Nutzfläche und etwa 35 % Forst. Landnutzungsänderungen im Agrarbereich und die Entwicklung von Waldflächen wirken sich daher besonders stark auf die Grundwasserqualität aus. Auf der Grundlage von Statistikdaten zum Basisjahr 1993 und diversen Annahmen³ für 2030 wurden Richtwerte für den ökologischen Indikator 'Nitratkonzentration im Sickerwasser' ermittelt. Aus den Ergebnissen soll die relative Vorzüglichkeit einer bestimmten Landnutzungsänderung abgebildet werden. Bei der Bewertung steht der relative Unterschied zwischen den Landnutzungsformen mehr im Vordergrund als die absolute Höhe der Stickstoffausträge. Die Landschaftseinheiten Gewässer und urbane Flächen werden nicht berücksichtigt.

2 Methodisches Vorgehen

Zur Ermittlung der Nitratkonzentration im Sickerwasser muß die Grundwasserbildung und der Nitrataustrag flächengewichtet berechnet werden. Die Grundwasserneubildungsrate wurde flächendeckend mit dem Abflußbildungsmodell ABIMO (Glugla & Fürtig 1997) simuliert (vgl. Kapitel 4.1). Die Nitratausträge unter Forst und Grünflächen entsprechen einem pauschalen Ansatz, der aus Literaturangaben abgeleitet wurde. Die C-/N-Dynamik auf ackerbaulich genutzten Standorten wurde mit dem Simulationssystem CANDY (Franko et al. 1994) berechnet.

2.1 Bewirtschaftung und N-Auswaschung

Forst

Waldökosysteme besitzen einen geringen N-Bedarf. Liegen die Einträge aus der Atmosphäre über diesen Belastungsgrenzen (critical loads), sind erhöhte Stickstoffausträge ins Grundwasser die Folge. Die Höhe der kritischen N-Einträge für Waldökosysteme liegt bei 10 - 20 kg N ha⁻¹a⁻¹. Dem steht eine aktuelle Belastung in Deutschland zwischen 20 und 70 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gegenüber (vgl. UBA 1995, S. 4 f. bzw. S. 28).

Nach Erhard (pers. Mitteilung) befinden sich die Waldböden der Dübener Heide (im Norden des Untersuchungsgebietes) nach wie vor in der Akkumulationsphase, d. h. dass auch bei hohem N-Sättigungsgrad nur relativ wenig Stickstoff in das Grundwasser ausgetragen wird. Nach Messungen werden auf stark gesättigten Böden (Standorte Rösa und Taura) derzeit ca. 3 - 4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ausgetragen (Erhard, pers. Mitteilung; vgl. Erhard 1999).

Trotz rückläufiger Tendenzen der N-Deposition ist zukünftig keine Reduzierung der N-Austräge aus Waldgebieten zu erwarten. Es muss dagegen davon ausgegangen werden, „[...] dass die N-Akkumulation des Waldbodens begrenzt ist, so dass nach dem Überschreiten des Sättigungswertes mit einem überproportionalen Anstieg der N-Auswaschung von Waldflächen zu rechnen ist“ (Werner & Wodsak 1994, S. 101).

Auch Gundersen (1995) beschreibt in Hinblick auf die sog. *N-Sättigungstheorie* (*N saturation hypothesis*) eine stark ansteigende Nitratauswaschung bei eintretender N-Sättigung von Waldböden. Diese These wird dabei von europaweit ausgewerteten Untersuchungen gestützt. Als

³ Die Landnutzungsszenarien sind in Messner et al. (2001) beschrieben

Begründung der zunehmenden N-Sättigung werden die gestiegenen N-Eintragsraten der letzten Jahrzehnte genannt (Gundersen 1995, S. 1183 f.).

Die Entwicklung hin zur Stickstoffsättigung der Waldböden wird ebenso durch Untersuchungsergebnisse von Erhard (1999) bestätigt. Die Oberböden des Waldes in der Dübener Heide wiesen demnach 1992 zu etwa 59 % einen maximalen und zu 30 % einen optimalen Stickstoffgehalt auf. Dem gegenüber stehen im Jahr 1967 zu ca. 75 % geringe bzw. 16 % optimale N-Gehalte. Das Gebiet der Dübener Heide unterliegt somit einer großflächigen Eutrophierung durch Deposition und Düngung (vgl. Erhard 1999). „Bei sehr hohen Stickstoffgehalten zeichnet sich jedoch eine Abnahme der Humusvorräte und damit der Stickstoffspeicherkapazität ab, so dass auf diesen Böden mit Stickstoffverlusten höchstwahrscheinlich in Form von erhöhten Nitratausträgen in das Grundwasser gerechnet werden muss“ (Erhard 1999).

Aufgrund dieser Informationen wurden für das Basisjahr 1993 Stickstoffausträge aus Wald- bzw. Forstflächen von $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angenommen. Dabei ist keine Unterscheidung in Nadel- oder Laubwald möglich. Unterschiede treten aber möglicherweise bei der Berechnung infolge höherer Sickerwasserraten unter Laubwald auf, womit sich unterschiedliche N-Konzentrationen im Sickerwasser ergeben können.

Für die Zukunftsszenarien wird davon ausgegangen, dass bis 2030 eine Sättigung der Waldböden eintritt und damit die Nitratauswaschung erheblich ansteigt. Teilweise wird in der Literatur beschrieben, dass bei Überschreitung eines Eintrags von 10 bis $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nur ca. 50 % der eingetragenen N-Menge aufnehmen bzw. speichern können (vgl. WERNER & Wodsak 1994, S. 98). Auch Block (1995) beobachtete bei der Auswertung verschiedener Untersuchungen bei gesättigten Waldökosystemen eine Austragsrate von mindestens 50 % des atmosphärischen Inputs (vgl. Block 1995, S. 91). Somit werden für alle definierten Szenarien des Projektes 50 % der N-Einträge als Leachingrate angenommen ($30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Dabei wird vorausgesetzt, dass die Depositionsmenge unverändert bleibt (Abbildung 1).

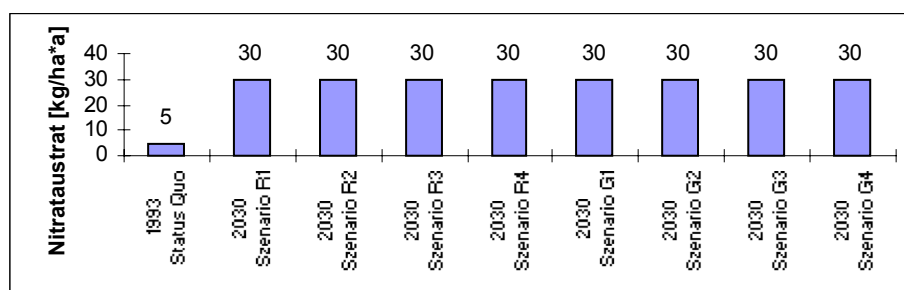


Abbildung 1: Nitrataustrag unter Forst

Grünland

Analog zum Wald wurde bei Grünlandflächen von einem Pauschalansatz ausgegangen, der intensive- und extensive Bewirtschaftungsformen beschreibt. Grünland unterliegt bei entsprechender Mähwiesennutzung einer sehr geringen Auswaschungsrate; bei einem hohen Anteil organischer Substanz im Oberboden. Walther et al. (1985) beschreiben eine sehr hohe Variabilität der Stickstoffausträge in Abhängigkeit von Standort und Düngung. Da sich die Grünlandstandorte hauptsächlich auf grundwassernahen Aueböden bzw. Gleye und Pseudogleye befinden, ist davon auszugehen, daß aufgrund der Wassersättigung ein Großteil des überschüssigen Stickstoff gasförmig entweicht. Für die extensive Bewirtschaftungsweise wurde eine Auswaschungsrate von $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angenommen, die intensive Variante mit $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Aus den Flächenanteilen für die prognostizierten Nutzungstypen ergeben sich flächengewichtete Austragsraten für das jeweilige Szenario (Abbildung 2).

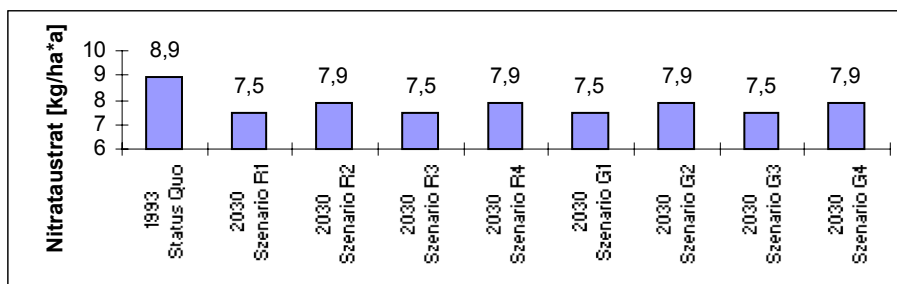


Abbildung 2: Nitrataustrag unter Grünland

Herzog et al. (2001) beschreiben die Annahmen zur intensiven und extensiven Bewirtschaftung von Teilflächen.

Daraus ergeben sich Austragsraten für das Jahr 1993 von $8,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $7,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die Szenarien R1, R3, G1, G3 und $7,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für R2, R4, G2, G4 bei Rücknahme der Schutzzone 3b in Mockritz.

Ackerland

Die ackerbaulichen Standorte werden im folgenden Abschnitt detailliert behandelt.

2.2 Simulation der ackerbaulichen Standorte

Um die ackerbaulichen Aktivitäten zu charakterisieren wurde die Region in 4 Bereiche unterteilt, die sich in der ackerbaulichen Nutzung grundlegend unterscheiden: Die erste Untergliederung beschreibt den Bereich der Landschaftsformen Elbaue und Heide. Die Elbaue weist grundsätzlich ertragreiche Böden mit der Leitbodenform Vega auf. In den Heiden dominieren leichte Böden wie z.B. die Sand-Braunerde mit 60 % Anteil am gesamten Ackerland.

Eine weitere Differenzierung wurde in bezug auf Trinkwasserschutzgebiete (TWSG) getroffen, so daß insgesamt 4 Teilregionen zu definieren sind (s. Abbildung 3):

Elbaue (a) innerhalb und (b) außerhalb TWSG,

Heide (c) innerhalb und (d) außerhalb TWSG.

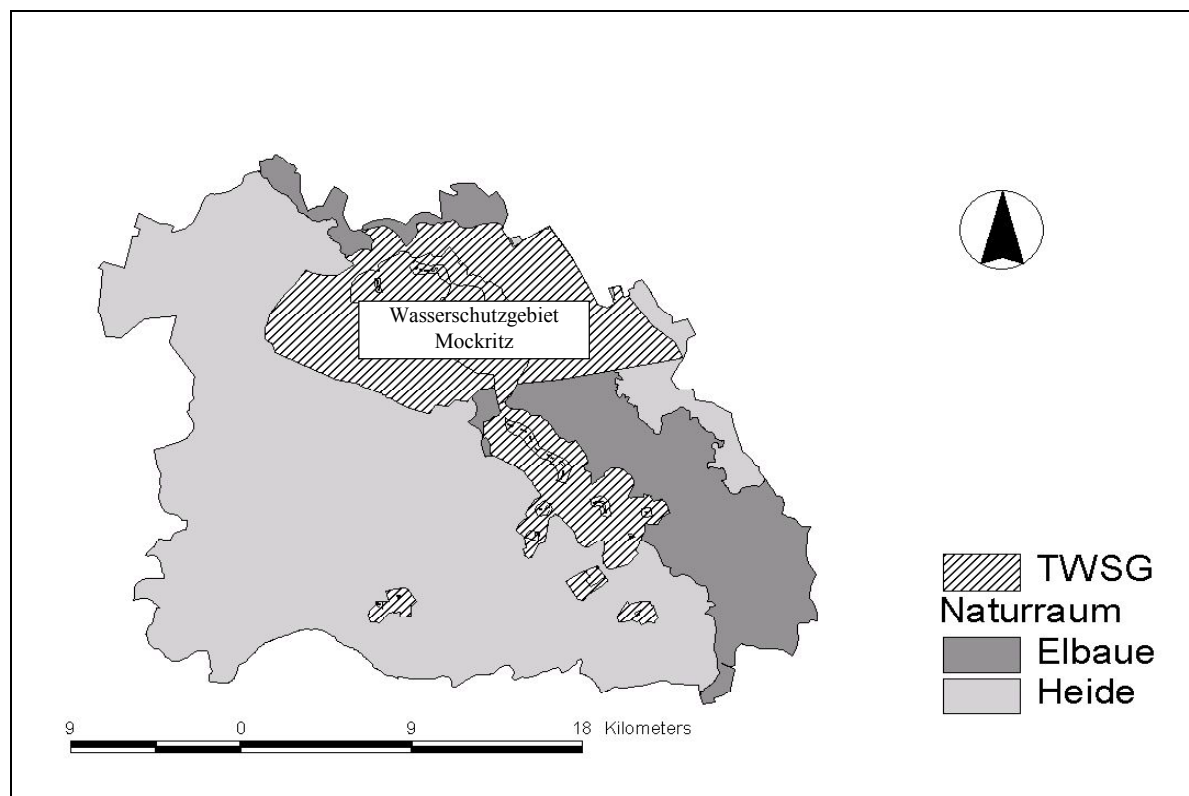


Abbildung 3: Naturräume und Trinkwasserschutzgebiete (TWSG)

Innerhalb dieser Einheiten wurden für das Simulationssystem Candy jeweils 10 typische Betriebsformen definiert, die für ökologischen, integrierten (3 Stufen) und konventionellen Landbau je einen Marktfruchtbetrieb und einen Viehbetrieb ausweisen.

Als Datengrundlage wurden die Kreisstatistiken des Landkreises Torgau-Oschatz für das Jahr 1997 ausgewertet.

Die Stickstoffgaben entsprechen der Düngungsempfehlung nach BEFU (Sächsisches Düngungsberatungsprogramm). Zur Berechnung des Düngereinsatzes wurden standardisierte Eingangsdaten zu Bodenform, Fruchtfolge, mineralischer Stickstoff im Boden und Bestandesentwicklung verwandt.

In der statistischen Auswertung wurden die Marktfruchtbetriebe gegenüber den Viehbetrieben mit dem Faktor 2 gewichtet, um das relative Verhältnis der Region annäherungsweise abzubilden.

Aus der Kombination aller Einflußfaktoren können 360 Einzelobjekte differenziert werden. Die einzelnen Kategorien zeigt Tabelle 1.

Tabelle 1: Identifikation der Einzelobjekte

Elbaue – Heide
Trinkwasserschutzgebiet - kein Trinkwasserschutzgebiet
ökologischer Landbau - Integrierter Landbau mit Grundförderung - Integrierter Landbau mit Zusatzförderung 1 - Integrierter Landbau mit Zusatzförderung 2 - Konventioneller Landbau
Marktfruchtbetrieb - Viehbetrieb
9 verschiedene Bodenformen

3 Datengrundlagen

3.1 Wetter

Das Klima im Torgauer Raum ist durch einem mittleren Jahresniederschlag von etwa 530 mm und einer Lufttemperatur im Jahresmittel bei ca. 9°C geprägt.

Die Klimadaten wurden von Meßwerten der Klimastation des Deutschen Wetterdienstes in Oschatz abgeleitet. Es liegen Werte für eine langjährige Meßreihe (1984-1997) vor, die mit einem Korrekturfaktor von 1,04 für die Elbaue und 1,08 für Heidegebiete auf die Verhältnisse im Torgauer Raum angepaßt wurden. Der Wettergenerator des Candy-Systems errechnet daraus ein Zufallswetter für den Simulationszeitraum von 100 Jahren.

Abbildung 4 zeigt das Klimadiagramm mit Regenspitzen sowohl im Sommer (Juli, August) als auch im Herbst und Winter (November, März). Die Monatsmitteltemperaturen folgen einer Dynamik mit Höchstwerten im August (Mittel: 18°C) und durchschnittlichen Tiefstwerten im Februar bei nahe 0°C.

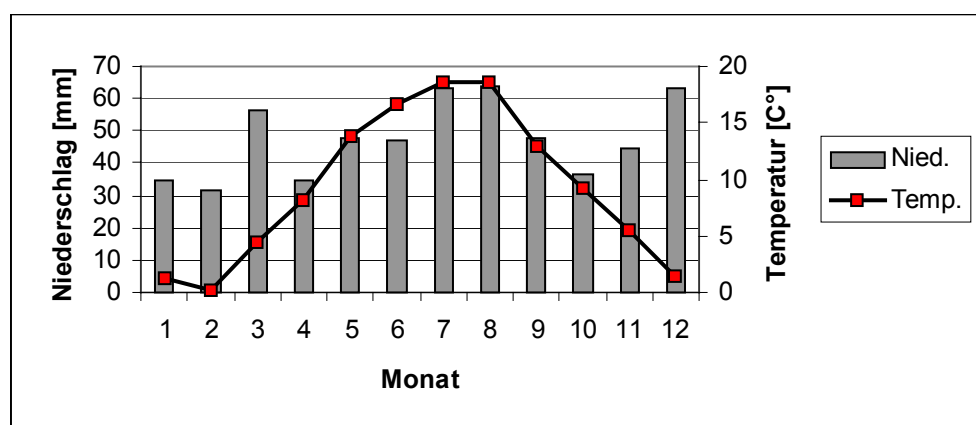


Abbildung 4: Klimadiagramm

3.2 Boden

Aus der Geologischen Karte gehen überwiegend Bildungen der Saaleeiszeit hervor. Hierbei handelt es sich meist um Sande und kiesige Sande unterschiedlicher Mächtigkeit, die auf tertiären (miozänen) Tonen lagern. In Abhängigkeit von der Mächtigkeit der über den Tonen lagernden Schichten haben sich vor allem Braunerden und Pseudogleye herausgebildet. Neben

den quartären Bildungen treten holozäne Ablagerungen auf, die sich in nennenswertem Umfang in der Elbaue befinden. Hier sind in der Folge hauptsächlich aus vorwiegend lehmigen und tonigen Substraten Vegen bzw. aus sandigen Substraten Paternen entstanden.

Die für die Simulation verwendeten Bodenparameter wurden auf der Grundlage der MMK und Beschreibungen nach KUNDLER (1989), sowie eigenen Bodenansprachen und Laboruntersuchungen festgelegt.

Die Untersuchungsergebnisse und Profilabbildungen befinden sich im Anhang.

Im Torgauer Raum treten nach MMK 32 verschiedene Bodenformen auf. Für die Candy-Simulationsrechnungen wurden daraus die 9 häufigsten Bodenformen für Elbaue und Heide ausgewählt, die über 99 % der Landfläche repräsentieren. Die Auswertung berücksichtigt die prozentualen Anteile innerhalb einer Teilregion (Tabelle 2).

Tabelle 2: Anteil der Bodenformen am gesamten Ackerland

Bodenform	Anteil am gesamten Ackerland	
	Elbaue	Heide
Vega	76	1
Braunerde	4	60
Pseudogley	0	5
Braunerde-Podsol	0	0
Kös-Staugley	2	5
Vega-Gley	1	3
Gley-Pseudogley	10	0
Pseudogley-Parabraunerde	3	22
Braunerde-Parabraunerde	4	4

Die Candy-Datei im Anhang enthält die angewandten Parameter zur Profil- und -Horizontbeschreibung.

4 Auswertung

Die Simulation der Ackerbausysteme erfolgten über einen fiktiven Zeitraum von 100 Jahren. Zur Auswertung wurden die Jahre 50 – 100 herangezogen, die ein konstantes umsetzbares Kohlenstoffniveau im Boden aufweisen ($C_{\text{ums}} \pm 20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), d.h. die Umsatzprozesse im Boden befinden sich in einer stationären Phase (steady-state) und die Immobilisierung des Stickstoffs ist gleich der Mobilisierung.

Nach Berechnung der N-Auswaschungsraten mit dem Candy-System erfolgt die Auswertung in einer Excel-Datei. Die Übertragung und Summenbildung aus Text-Dateien in das Excel-Arbeitsblatt leistet ein Visual-Basic-Programm, das im Anhang aufgezeichnet ist.

4.1 Simulationsergebnisse

Abbildung 5 zeigt die N-Auswaschung nach o.a. Raumeinheiten und Intensitätsstufen getrennt.

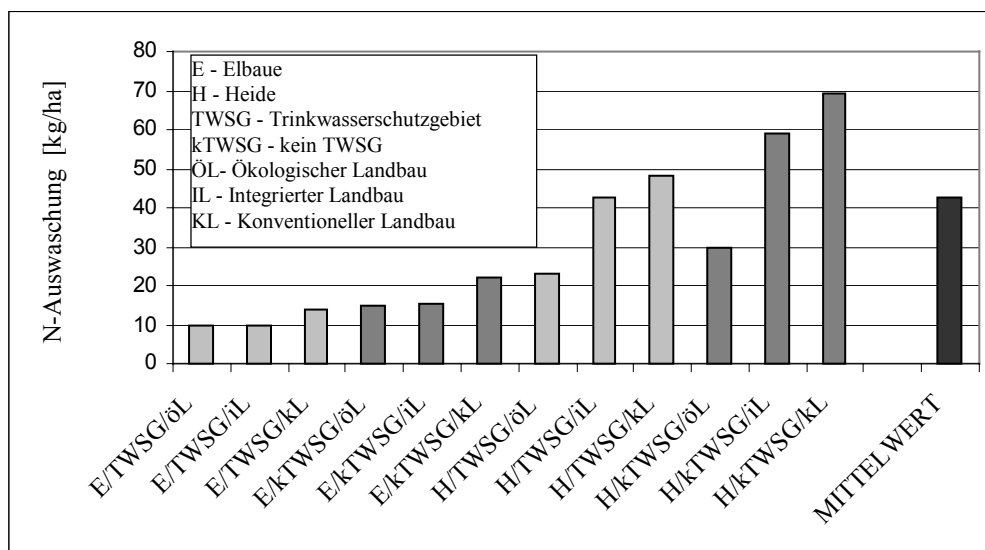


Abbildung 5: N-Auswaschung unter Ackerland (Intensitätsstufen)

Die Auswaschungsverluste sind in der Elbaue mit Werten zwischen 8 und $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ relativ gering im Verhältnis zur Heideregion (24 bis $68 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die Restriktionen im TWSG wirken sich im Integrierten und im konventionellen Landbau mit ca. 30 % Niveauunterschied deutlich aus.

Der Ökologische Landbau ist von dieser Unterscheidung nur in bezug auf Zwischenfruchtanbau betroffen. Daher ergeben sich nur geringe Unterschiede innerhalb der Raumeinheiten. Höhere N-Verluste können temporär auf leichten Standorten auftreten, wenn nach Leguminosenanbau besonders viel Stickstoff im Boden verbleibt, der dann im Folgejahr mineralisiert und unter besonderen Umständen nicht ausreichend vom Pflanzenbestand aufgenommen wird.

Aus den Flächenanteilen des Basisjahres und den verschiedenen Szenarien für das Jahr 2030 lassen sich gewichtete Austragsraten ableiten (Abb. 6)

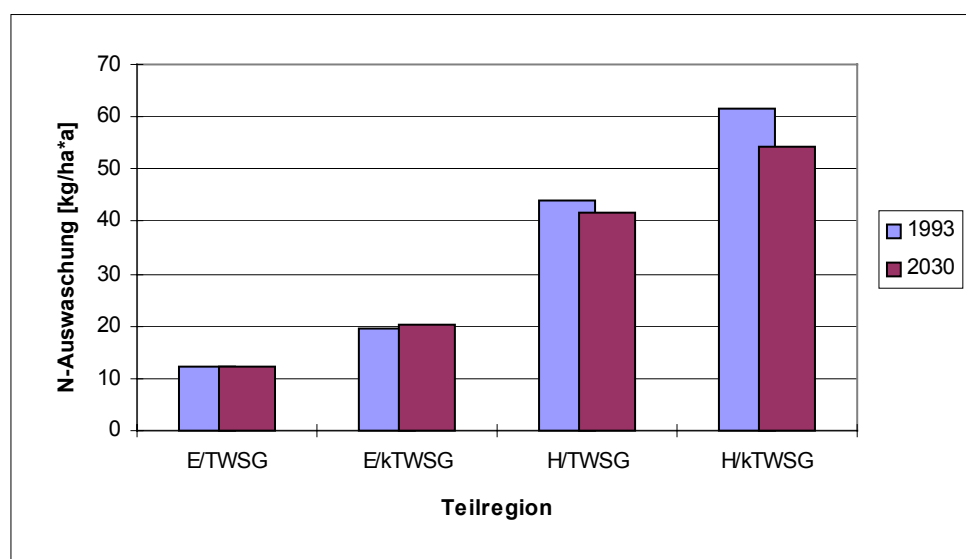


Abbildung 6: Nitrat-Austrag unter Ackerland (Teilregionen)

Entsprechend der festgelegten Gewichtungsfaktoren einzelner Ackerbauintensitäten verändern sich die Austragsraten positiv. Die prognostizierte Tendenz zur Extensivierung ist besonders in den Heidegebieten mit einer reduzierten Austragsrate von $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im TWSG bzw. $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ außerhalb. Das Elbtal wird voraussichtlich außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten aufgrund ertragreicher Böden intensiver bewirtschaftet. Dadurch ist eine Verschlechterung von ca. $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu erwarten, wohingegen im TWSG die berechnete Austragsrate gleich bleibt.

Aufgrund der unterschiedlichen Landnutzungsintensitäten für den Status Quo und die Szenarienansätze ergeben sich folgende Auswaschungsverluste:

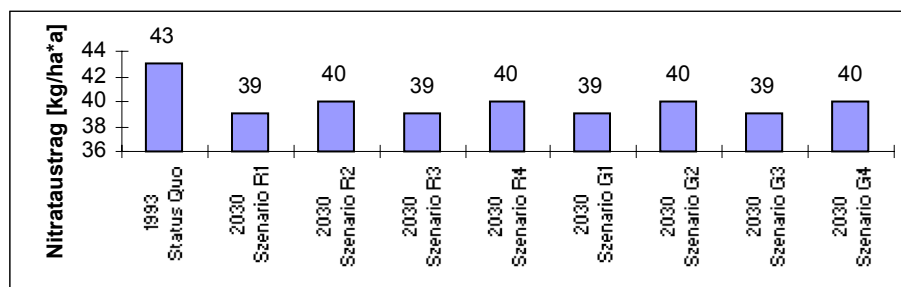


Abbildung 7: Nitrataustrag unter Ackerland (szenarienbezogen)

Im Jahr 1993 (Status Quo) ist mit $43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu rechnen. Die prognostizierte Extensivierung macht sich bei allen Szenarien bemerkbar. Die Szenarien R1, R3, G1 und G2 repräsentieren eine Landnutzung, die die Ausweisung von TWSG wie 1993 beinhaltet (Nitrataustrag: $39 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), Szenarien R2, R4, G2, und G4 liegen aufgrund der Rücknahme der Schutzzone 3b in Mockritz ca. $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher.

4.2 Regionalisierte Aussagen zum Stickstoffhaushalt

Szenariorechnungen

Die Szenariorechnungen beruhen auf den Nutzungsannahmen für optimistische und realistische Entwicklungsannahmen (Horsch et al. 2001). Daraus ergeben sich unterschiedliche Flächenverhältnisse für Landnutzungstypen und unterschiedliche Intensitätsniveaus im Agrarbereich, die sich auf den Gesamtstickstoffaustrag und die Grundwasserbildung auswirken.

5 Ergebnisse

5.1 Nitratkonzentration

Der Stickstoffaustrag ins Grundwasser ist im 'steady-state' von der Sickerwassermenge und den N-Salden abhängig. Die N-Salden sind Stickstoffverluste, die teilweise gasförmig in die Atmosphäre entweichen und teilweise mit dem Sickerwasserstrom ins Grundwasser eingetragen werden.

Die Sickerwasser-Konzentration errechnet sich nach folgender Formel:

Gleichung 1: Nitratkonzentration im Sickerwasser

$$\text{NO}_3\text{-Konzentration [mg/l]} = \text{N-Austrag [kg/ha]} / \text{Sickerwasser [mm]} * 4,43 * 100$$

Abbildung 8 zeigt die mittlere Nitratkonzentration im gesamten Bilanzgebiet.

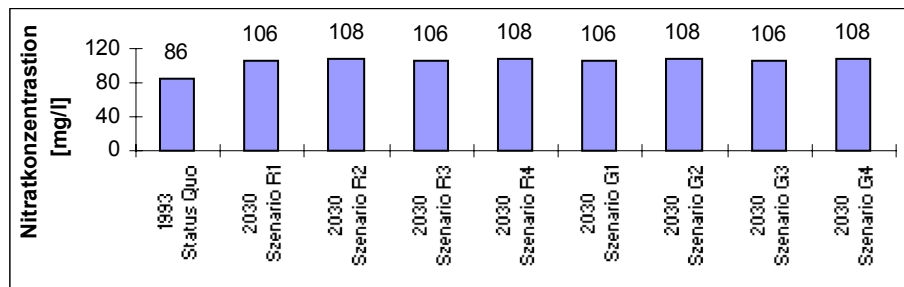


Abbildung 8: Nitratkonzentration im Sickerwasser

Auffallend ist der deutliche Anstieg der Nitratkonzentration von 1993 (86 mg/l) bis zum Niveau von 2030 (106-108 mg/l), der auf höhere Austragsraten unter Forst zurückzuführen ist. Die Differenzen zwischen den Szenarien des Jahres 2030 ergeben sich aus den unterschiedlich ausgewiesenen TWSG. Die Szenarien R1, R3, G1, und G3 (106 mg/l) repräsentieren die aktuellen Schutzzonen, wohingegen die Szenarien R2, R4, G2 und G4 (108 mg/l) die Rücknahme der Wasserschutzzone 3 des Wassereinzugsgebietes Mockritz unterstellt. Versiegelungsaktivitäten, Kiesabbau und Aufforstungsmaßnahmen spielen bei der Betrachtung des Gesamttraumes eine untergeordnete Rolle.

5.2 Unsicherheiten

5.2.1 Stickstoffaustrag

Ackerland

Die Unsicherheiten werden durch strukturelle Variationsparameter wie Modellgenauigkeit und Kartengrundlage, sowie durch die Eingangsparameter Klima, Boden, N-Düngung und Bedeckungsgrad bestimmt. Alle Variablen sind voneinander unabhängig.

Die Modellgenauigkeit und die Ergebnisse zur Flächenberechnung liegen bei $\pm 5\%$.

Der Parameter Klima kann durch Meßungenauigkeit und Fehler beim Interpolieren im Bereich von $\pm 7\%$ angegeben werden. Innerhalb der Projektregion wurden zwei Niederschlagsgebiete definiert, die eine Schwankungsbreite von 6% aufweisen.

Die Unsicherheit bei den Bodenparametern ist im Wesentlichen von der nutzbaren Feldkapazität abhängig, die um ca. $\pm 10\%$ variiert.

Der Bedeckungsgrad ist von der Fruchtart und vom Erntezeitpunkt abhängig. Innerhalb des vorliegenden Fruchtartenspektrums sind keine relevanten Unterschiede auszuweisen. Der Erntezeitpunkt kann je nach Witterung und Arbeitsorganisation um 14 Tage variieren; dies entspricht einer Unsicherheit von $\pm 12\%$.

Die N-Düngung variiert um $\pm 45\%$. Ein Anteil von 30% ist die Ungenauigkeit bei der Ausbringtechnik. Bis auf ca. 15% genau kann die Düngungsempfehlung nach BEFU errechnet werden.

Insgesamt wurde die Unsicherheit beim N-Austrag unter Ackerflächen auf + 50% und - 25% geschätzt.

Grünland und Forst

Die pauschal prognostizierten Austragsraten für Forst und Grünland erlauben nur eine grobe Abschätzung der Unsicherheiten. In dieser Betrachtung werden $\pm 50\%$ in Ansatz gebracht.

5.2.2 Grundwasserneubildung

Die Unsicherheiten im Bereich der Grundwasserbildung beschreibt der vorhergehende Artikel 4.1.

5.3 Gesamtbetrachtung

Abbildung 9 zeigt das zusammenfassende Ergebnis der Unsicherheiten.

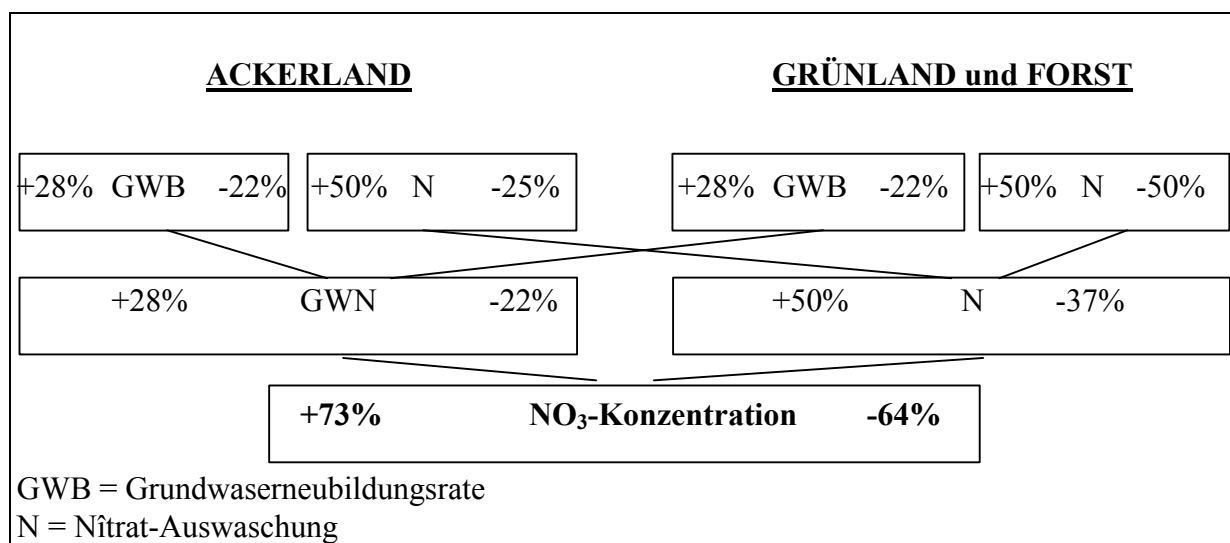


Abbildung 9: Unsicherheiten bei der Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Aus der Addition der Unsicherheitsparameter 'Nitrat-Export' und 'Grundwasserbildung' errechnet sich eine Spannweite von -64 bis +73%.

6 Schlussfolgerung

Trotz der relativ großen Unsicherheit der abgebildeten Sickerwasserqualität kann eine relative Vorzüglichkeit für die Szenarien 1, 3, 5 und 7 prognostiziert werden, da sich die Schwankungsbreite ausschließlich auf die real zu erwartenden Konzentrationen bezieht und nicht auf die Unterschiede zwischen den einzelnen Szenarien. Real liegt die Nitratkonzentration in Jahr 2030 zwischen 38 bzw. 39 mg/l und 183 bzw. 189 mg/l.

Ein großer negativer Einfluß wirkt über die Auswaschungsrate unter Forst. Hier existiert allgemein noch wenig Systemkenntnis bezüglich der Critical Loads und der N-Sättigungstheorie. Eine nachhaltige Landwirtschaft hinsichtlich der Nitratbelastung des Trinkwassers ist nur dann gegeben, wenn der kritische Grenzwert von zurzeit 50 mg/l sicher unterschritten wird. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse ist dies aber nur gegeben, wenn die landwirtschaftliche Nutzfläche komplett in extensive Mähwiesennutzung umgewandelt wird und die prognostizierten Unsicherheiten nicht im negativen Bereich liegen (Tabelle 4).

Tabelle 3: Grenzwertbetrachtung

Flächennutzung	NO ₃ -Austrag [kg/ha*a]	GWB [mm]	Flächenanteil [%]
Ackerland	40	161	0
Grünland	5	129	64
Forst	30	94	36
Flächengewichteter Mittelwert der Nitratkonzentration:		47 mg/l	
Unsicherheitsbereich:		17 -81 mg/l	

Ein pessimistischer Ansatz für den langfristig zu erwartenden Nitrataustrag unter Forst von 30 kg ha⁻¹ a⁻¹ und 5 kg ha⁻¹ a⁻¹ unter Grünland führt zu einem flächengewichteten wahrscheinlichsten Wert von 47 mg l⁻¹.

Literatur

- ANDREAE, H.; RABEN, G. (2000): The nitrogen situation of Saxonian Forest Ecosystems – Results of soil condition (Level I) and intensive monitoring (Level II) networks. o. O.
- BLOCK, J. (1995): Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen. In: UBA (Hrsg.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. IMA-Querschnittsseminar 21./22. November 1994, Umweltbundesamt, Berlin.
- DVWK (1990): Stoffeintrag und Stoffaustrag in bewaldeten Einzugsgebieten, Schriftenreihe des DVWK, Heft 91, Parey, Hamburg, Berlin.
- DVWK (1997): Erfassung der depositionsbedingten Schadstoffbelastung des Sickerwassers von Waldstandorten - Einfluß auf die Grundwasserbeschaffenheit. DVWK Merkblatt 243.
- EICHHORN, J. (1995): Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf das Buchenwald-ökosystem des Fallstudie Zierenberg. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Göttingen, Reihe A, Bd. 124.
- ENDE, H. P.; JOCHHEIM, H.; LÜTTSCHWAGER, D. (1995): Nitratausträge unter Wald. In: BORK, H.-R. et al.: Agrarlandschaftswandel in Nordostdeutschland unter veränderten Rahmenbedingungen. Ernst & Sohn, Berlin, S. 68-70.
- ERHARD, M. (1999): Wachstum von Kiefern-Ökosystemen in Abhängigkeit von Klima und Stoffeintrag - Eine regionale Fallstudie auf Landschaftsebene. Diss. Univ. Potsdam (im Druck).
- FRANKO, U., Oelschlägel, B., Schenk, S. (1995): Simulation of Temperature-, Water- and Nitrogen dynamics using the Model CANDY. Ecological Modelling 81, 213-222.
- FRANKO, U., SCHMIDT, T., VOLK, M. (2001): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser. In: Horsch, H., Ring, I., Herzog, F.: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung – Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und Umsetzung (in Druck).
- GUNDERSEN, P. (1995): Nitrogen deposition and leaching in European forests - Preliminary results from a data compilation; Water, Air and Soil Pollution 85, 1179-1184.

- HERZOG, F., HORSCH, H., SCHMIDT, T. (2001): Flächenanteile der Bewirtschaftungsformen. In: Horsch, H., Volk, M., Messner, F.: Integriertes Bewertungsverfahren zur Ableitung einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Torgauer Raum – Datengrundlagen, methodische Algorithmen und Ergebnisse, UFZ-Bericht (in Vorbereitung).
- KÖLLING, C.; NEUSTIFTER, H. (1997): Stickstoffeintrag in Wälder und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. AFZ/Der Wald, 20/1997 S. 1107 – 1110.
- KUNDLER, P. (1989): Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit, Berlin.
- LAWA (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat. - Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.), Stuttgart.
- MESSNER, R., KLAUER, B., HERZOG, F., GEYLER, S. (2001): Szenarien für Landnutzungsänderungen: Methodik und ihre beispielhafte Anwendung. In: Horsch, H., Ring, I., Herzog, F.: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung – Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und Umsetzung (in Druck).
- UBA (1995): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. IMA-Querschnittsseminar 21./22. November 1994, Umweltbundesamt, Berlin
- UBA (2000): 10 Jahre Waldschadensforschung ausgewertet. Pressemitteilung Nr. 29/97, <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/pressemitteilungen/p-2997-d.htm>, 11.02.2000.
- VOLK, M., HERZOG, F., SCHMIDT, T. (2001): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildung. In: Horsch, H., Ring, I., Herzog, F.: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung – Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und Umsetzung (in Druck).
- WALTHER, W. (1985): Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzenversuche zur Stickstoffauswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers. Institut für Stadtbauwesen, Technische Universität Braunschweig.
- WENDLAND, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der "alten" Bundesländer (BRD). Forschungszentrums Jülich, Berichte aus der Ökologischen Forschung 8/1992.
- WENDLAND, F.; ALBERT, H.; BACH, M.; SCHMIDT, R. (Hrsg., 1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- WERNER, W.; WODSAK, H.-P. (1994): Stickstoff- und Phosphoreintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. - Agrarspectrum Bd. 22, DLG-Verlag, Frankfurt/Main.

Materialsammlung

(Die Dateien sind unter der Internet-Seite <http://www.bdf.ufz.de/Torgau> zu finden)

Profilansprache	Feldbodenkundliche Untersuchungen von Böden ackerbaulich genutzter Flächen bei Torgau
Profil 1	Abbildungen des untersuchten Bodenprofils 1 bei Torgau
Profil 2	Abbildungen des untersuchten Bodenprofils 2 bei Torgau
Profil 3	Abbildungen des untersuchten Bodenprofils 3 bei Torgau
Profil 4	Abbildungen des untersuchten Bodenprofils 4 bei Torgau
Profil 5	Abbildungen des untersuchten Bodenprofils 5 bei Torgau
Bodenuntersuchung	enthält die physikalischen Parameter der untersuchten Böden.
Simulationsobjekte	zeigt alle 40 verschiedenen Betriebssysteme in tabellarischer Form.
Struktur	Struktur der ackerbaulichen Aktivitäten im Torgauer Raum (mit Gewichtungsfaktoren)

Interner Teil:

Candy	Profile-, Horizonte-, Festdaten- und Maßnahmen-Dateien, sowie das komplette Sysdat-Verzeichnis und die bat-files
Auswertung	Excel-Sheet incl. Makros und VBA-Programm als Word-Datei
ArcView	alle projektrelevanten ArcView GIS Coverages