

GALF

GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE
LANDSCHAFTSFORSCHUNG bR

ST  FFBILANZ*i*

Modellerläuterung

Micha Gebel
Stefan Halbfaß
Stephan Bürger
Mirjam Kaiser
Karsten Grunewald
Mario Uhlig

Stand

19.08.2010

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung.....	6
2 Modellphilosophie.....	8
2.1 Grundlagen.....	8
3 Wasserhaushalt.....	10
3.1 Oberflächenabfluss.....	10
3.2 Infiltration.....	12
3.2.1 Acker, Grünland, Nadelwald, Laubwald.....	12
3.2.2 Siedlung, Weinbau, Obstbau, Sonstige Nutzungen.....	13
3.3 Dränabfluss.....	13
3.4 Grundwasser- und Zwischenabfluss.....	14
4 Bodenabtrag.....	16
4.1 Bodenerosion durch Wasser.....	16
4.2 Sedimenteintrag.....	17
5 P-Bilanz.....	22
5.1 Diffuse Einträge.....	22
5.1.1 Partikel gebundene P Einträge.....	22
5.1.2 Gelöste P-Einträge.....	23
5.1.3 Sonstige P-Einträge.....	23
5.1.3.1 Diffuse Quellen in Siedlungsgebieten.....	24
5.1.3.2 Diffuse Quellen für Gebiete der Hauptnutzungsform Sonstige und Gewässer.....	26
5.2 Punktuelle Einträge.....	26
6 Modul N-Bilanz.....	27
6.1 Diffuse Einträge.....	27
6.1.1 N-Bilanz für Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau	27
6.1.1.1 N-Import Ackerfläche.....	28
6.1.1.2 Mobilisierung auf der Ackerfläche.....	28
6.1.1.3 Immobilisierung auf der Ackerfläche.....	30
6.1.1.4 N-Export Acker.....	31
6.1.1.5 Zwischenbilanz für Ackerflächen.....	31
6.1.1.6 Zwischenbilanz für Grünlandflächen.....	31
6.1.1.7 Zwischenbilanz für Obstbau- und Weinbauflächen.....	31
6.1.2 N-Bilanz für Waldflächen.....	32

6.1.2.1 N-Nettoaufnahmerate.....	32
6.1.2.2 N-Immobilisierungsrate.....	33
6.1.3 Atmosphärische N-Deposition.....	33
6.1.4 Denitrifikation im Oberboden.....	33
6.1.4.1 Denitrifikation für Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau, Siedlung, Sonstige.....	33
6.1.4.2 Denitrifikation für Waldflächen.....	34
6.1.5 Diffuser gelöster N-Austrag aus der Bodenzone.....	34
6.1.6 N-Einträge in die Oberflächengewässer von versiegelten Flächen.....	35
6.1.7 Aufteilung des N-Austrags auf die Abflusskomponenten.....	36
6.1.8 Verweilzeit und Denitrifikation im oberen Grundwasserleiter.....	37
6.1.8.1 Aquifere im Bereich Festgestein und Locker- über Festgestein	38
6.1.8.2 Aquifere im Lockergesteinsbereich.....	39
6.1.9 Diffuser gelöster N-Eintrag.....	43
6.1.10 Diffuser partikelgebundener N-Eintrag.....	43
6.1.11 Diffuser N-Gesamteintrag.....	43
6.2 Punktuelle Einträge.....	43
7 Langfristige Nährstoffretentionen in Oberflächengewässern.....	44
7.1.1 Phosphorretention in Fließgewässern.....	45
7.1.2 Phosphorretention für Standgewässer / Talsperren.....	47
7.1.3 Rechenalgorithmus.....	47
7.1.4 Einschränkungen und Grenzen.....	47
7.2 Stickstoffretention.....	48
7.2.1 Stickstoffretention für Fließgewässer.....	48
7.2.2 Stickstoffretention für Standgewässer / Talsperren.....	49
7.2.3 Rechenalgorithmus.....	49
7.2.4 Einschränkungen und Grenzen.....	49
8 Maßnahmenabbildung / Szenarien.....	50
9 Literaturverzeichnis.....	51
10 Anhang.....	60

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schema zum Stoffeintragsgeschehen in Flusseinzugsgebieten.....	6
Abbildung 2: Modell- und Softwarekomponenten.....	9
Abbildung 3: Graphische Benutzeroberfläche des webbasierten Viewers.....	9
Abbildung 4: Ermittlung von Sedimenteintrag und Sedimenthauptlieferflächen.....	19
Abbildung 5: Prinzip der Ermittlung der Anbindungswahrscheinlichkeit	20
Abbildung 6: Differenzierung diffuser Stoffeinträge aus Siedlungen / urbanen Bereichen...24	
Abbildung 7: Fließschema zur Ableitung der N-Bilanz auf der Ackerfläche.....	27
Abbildung 8: Fließschema zur Ableitung der N-Nachlieferung aus der org. Bodenmatrix. .29	
Abbildung 9: Ableitung von GW-Verweilzeit und Nitratabbau im Lockergesteinsbereich.....	40
Abbildung 10: Schema der emissionsseitigen Berechnung (aus Uhlig et al. 2010)	41
Abbildung 11: Schema der immissionsseitigen Berechnung (aus Uhlig et al. 2010).....	42

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ermittlung der CN-Werte (mittlere Bodenfeuchte, Hangneigung 5%)	11
Tabelle 2: Ermittlung des mittleren kapillaren Aufstiegs KAKli.....	13
Tabelle 3: Ermittlung des Abflußquotienten f_q	14
Tabelle 4: Einfluß der Exposition auf die Tiefenversickerung auf Hangstandorten (Acker) (Faktor f_{exp}).....	15
Tabelle 5: Abgeleitete P-Konzentrationen [mg/l] in den Abflusskomponenten.....	23
Tabelle 6: Festlegung von f_s zur Berücksichtigung des Bewirtschaftungssystems.....	30
Tabelle 7: Bestimmung der Verwitterungsklasse für Laub- und Nadelwald.....	32
Tabelle 8: Ableitung der Ertragsklasse für Laub- und Nadelwald.....	32
Tabelle 9: Ableitung der N-Nettoaufnahmerate aus der Ertragsklasse	33
Tabelle 10: Ableitung der N-Immobilisierungsrate	33
Tabelle 11: Festlegung der Denitrifikationsbedingungen (nach Wendland 1992).....	34
Tabelle 12: Ableitung des Denitrifikationsfaktors (mod. n. Nagel & Gregor 1999).....	34
Tabelle 13: Ableitung der Denitrifikationsbedingungen im oberen GWL, Bsp. Sachsen	38
Tabelle 14: GW-Verweilzeiten im Festgestein- bzw. Locker- über Festgestein Sachsens. .39	
Tabelle 15: Beispielhafte Parametrisierung der LAWA-Fließgewässertypen für Sachsen...46	
Tabelle 16: Szenariooptionen im Modell STOFFBILANZ (Beispiele).....	50
Tabelle 17: Eingangsparmeter im Modell STOFFBILANZ.....	60
Tabelle 18: Eingangsparmeter zur Modellvalidierung.....	61
Tabelle 19: Fruchtartengruppen.....	61

Tabelle 20: Bodenartengruppen in STOFFBILANZ (vgl. Ad-hoc AG Boden 2005).....	62
Tabelle 21: Bodentypen in STOFFBILANZ (vgl. Ad-hoc AG Boden 2005).....	62
Tabelle 22: Ermittlung der Sickerwasserrate in STOFFBILANZ (Ad-hoc AG Boden 2003).	63

1 Einführung

Die stoffliche Belastung von Boden und Wasser stellt in den intensiv genutzten Kulturlandschaften Mitteleuropas eines der ökologischen Hauptprobleme der Gegenwart dar. Der Schutz von Grund- und Oberflächenwasser vor Stoffeinträgen hat sowohl die langfristige Sicherung von Nutzungsanforderungen als auch den dauerhaften Erhalt der aquatischen Lebensgemeinschaften zum Ziel. Insbesondere die Einträge der Pflanzennährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) können zu nachhaltigen Beeinträchtigungen des Zustandes der bewertungsrelevanten Qualitätskomponenten oder zu Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen in den Oberflächengewässern sowie im Grundwasser nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU2000) führen.

Der diffuse Eintrag von N und P in die Gewässer ist an die in einem Flusseinzugsgebiet über die verschiedenen Abflusskomponenten zum Abfluss kommenden Wassermengen gebunden (Abbildung 1). N und P unterscheiden sich in ihren Bindungsformen und physiko-chemischen Eigenschaften jedoch deutlich. P wird unter natürlichen Bedingungen stark sorbiert, so dass der Partikeltransport für die Verlagerung dieses Nährstoffes besondere Bedeutung besitzt. Dieser ist vorwiegend an die Erosion und damit an den Landoberflächenabfluss gebunden.

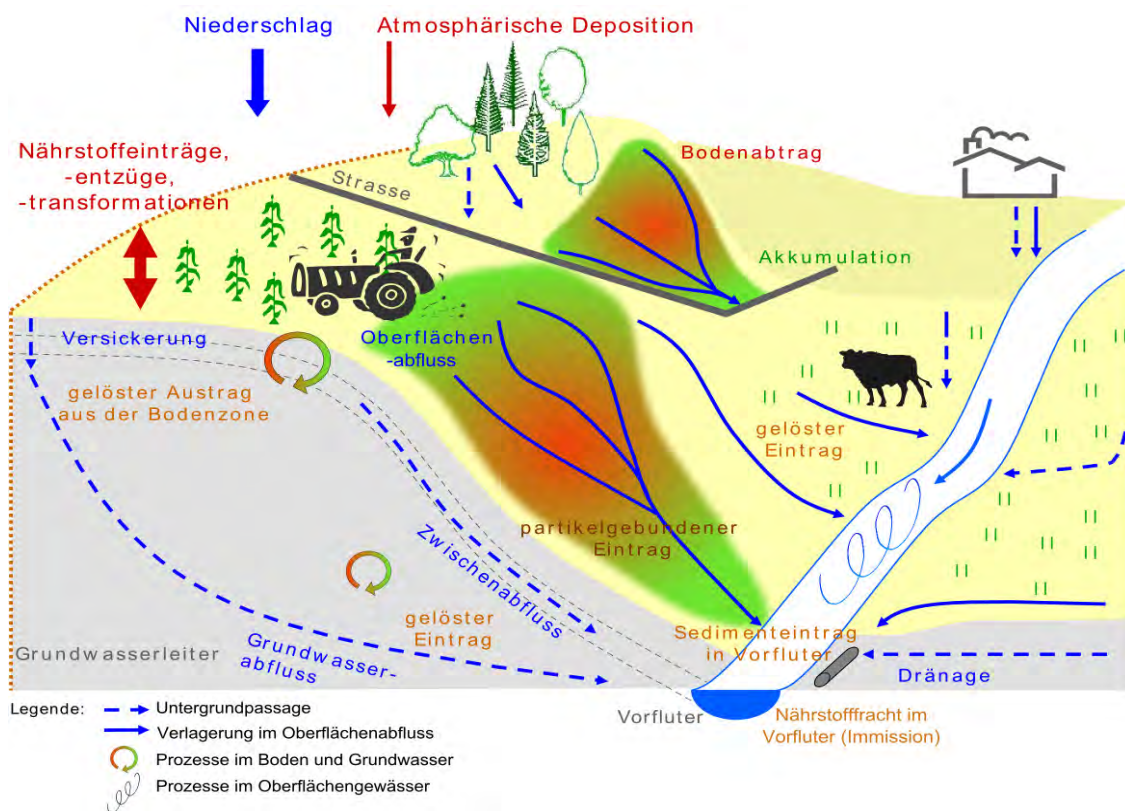


Abbildung 1: Schema zum Stoffeintragsgeschehen in Flusseinzugsgebieten

Hingegen unterliegt N intensiven Umsetzungsprozessen in der Bodenzone. Mengemäßig dominiert Nitrat, welches leicht ausgewaschen werden kann. Infolgedessen erfolgt der Nitrattransport in die Gewässer vorwiegend über die unterirdischen Abflusskomponenten Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss. Auch die Verweilzeit des Wassers auf dem unterirdischen Weg ist wichtig, da Nitrat während des Transportes abgebaut werden kann.

Stoffhaushaltsmodelle werden nun eingesetzt, um Herkunft und Menge des Nährstoff- und Sedimenteintrags in Fließgewässer, Seen und Grundwasser zu erfassen. Diese sind vor allem dann notwendig, wenn ein erheblicher Handlungsbedarf zur Reduzierung der Nährstoffeinträge besteht oder um Ergebnisse von ersten groben Bilanzierungen zu plausibilisieren und zu differenzieren. Die Methodik zur Nährstoffbilanzierung in den Teileinzugsgebieten einer Flussgebietseinheit muss die Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen sowie die Stoffrückhaltung (Retention) entlang unterschiedlicher Fließwege berücksichtigen. Den punktuellen Quellen werden alle häuslichen, kommunalen, industriellen und landwirtschaftlichen Ab- und Niederschlagswassereinleitungen zugeordnet. Unter den diffusen Quellen werden sowohl flächenhafte Stoffeinträge, die über Versickerung und Dränage sowie oberirdischen Abtrag (Erosion) erfolgen und vorrangig landwirtschaftlich genutzten Böden entstammen, als auch Stoffeinträge aus Pflanzenstreu und atmosphärischen Depositionen zusammengefasst.

Da nach WRRL die Planungsebenen insbesondere im mesoskaligen Bereich angesiedelt sind (Flussgebietseinheit, Koordinierungsraum, regionales Bewirtschaftungsteilgebiet), kommen für die Nährstoffbilanzierung vor allem so genannte Emissionsmodelle zum Einsatz, welche die Stoffausträge aus Landflächen sowie den Stoffeintrag in die Gewässer abbilden. Diese Modelle sollten in der Lage sein, die wesentlichen Eintragsquellen, -pfade und -senken naturraum- und nutzungsspezifisch zu identifizieren. Eine im Jahr 2003 durchgeführte Bewertung ausgewählter Modellsätze im Auftrag der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) hat bei allen getesteten Verfahren Weiterentwicklungsbedarf aufgezeigt (Kunst et al. 2004). Dies gilt auch für das im Gesamtranking erstplatzierte, in Sachsen entwickelte Modell STOFFBILANZ. Inzwischen wurden die Kritikpunkte an diesem Ansatz von den Modellentwicklern aufgenommen. Im Rahmen verschiedener Weiterentwicklungen, die insbesondere die Frage der Anbindung erosiver Flächen an das Gewässernetz sowie die verbesserte Einbeziehung von N-Umsatzprozessen im Boden betreffen, wurde eine deutliche Erhöhung der Plausibilität erreicht.

2 Modellphilosophie

2.1 Grundlagen

Das Modell STOFFBILANZ ist ein Verfahren zur flussgebietspezifischen Ermittlung und Quantifizierung diffuser Stoffausträge aus der Fläche und deren Eintrag in die Gewässer (Emissionsbetrachtung). STOFFBILANZ ist ein für die Mesoskala entwickelter Ansatz und vermittelt zwischen groß- und kleinmaßstäbigen Verfahren. Es eignet sich insbesondere für Anwendungen im Bereich der wasserwirtschaftlichen Planung.

Die Modellierung umfasst sowohl Stickstoff- und Phosphor- als auch Sedimenteinträge. Die wesentlichen Eintragsquellen und -pfade werden unter Berücksichtigung einer modellintern realisierten Abflussbilanzierung naturraum- bzw. nutzungsspezifisch identifiziert und berechnet. Die Ergebnisse stellen räumlich differenzierte Größenordnungen der Stoffeinträge als Jahresbilanzen dar.

Grundsätzlich zeichnet sich das Modell durch einen leicht verfügbaren Eingangsparametersatz aus (siehe Tabelle 17 im Anhang). Um die berechneten diffusen Nährstoffeinträge mit tatsächlich im Gewässer realisierten Frachten vergleichen zu können, sind zusätzlich Daten zu den punktuellen Einleitungen sowie zur Gewässerbeschaffenheit notwendig (vgl. Tabelle 18 im Anhang).

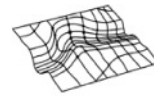
Mittels wissenschaftlich validierter Methoden entsprechend dem Stand der Forschung können Stoffstrombilanzierungen für unterschiedliche Landschaftszustände (Ist-Zustand, Zielzustand, Szenarien) vorgenommen und nach verschiedenen Kriterien ausgewertet werden:

- Herkunftsanalyse (Quellen),
- Transportpfadanalyse (Pfade),
- Identifizierung von Risikogebieten und potenziellen Herkunftsflächen (source areas),
- Aggregation auf unterschiedlichen Raumebenen (z.B. OWK, GWK).

Um Nutzerfreundlichkeit, fachliche Aspekte und Anforderungen für das Flussgebietsmanagement miteinander zu verknüpfen, wird von GALF bR (www.galf-dresden.de) seit 2005 auf Basis des Modellansatzes STOFFBILANZ die webbasierte grafische Benutzeroberfläche STOFFBILANZ.i entwickelt.

Um das Modell als Herzstück des Webservices gruppieren sich verschiedene Werkzeuge zum Datenimport und -export, zur Datenanalyse und Visualisierung. Ein wichtiges Element bildet die Implementierung des UMN-Mapservers, mit dessen Unterstützung Modelldaten und -ergebnisse dynamisch visualisiert werden können. Anwender werden damit befähigt, in einem kartographischen Modus Daten und Resultate zu kontrollieren und auszuwerten. Leitlinien der Entwicklung der Graphischen Benutzeroberfläche (GUI) waren insbesondere Übersichtlichkeit, eine intuitive Bedienung und ein professionelles Layout (Abbildung 2 und 3).

Eine Demo-Version mit eingeschränkter Funktionalität steht auf der Stoffbilanz-Homepage (www.stoffbilanz.de) zur Verfügung.



Kapitel 2 : Modellphilosophie

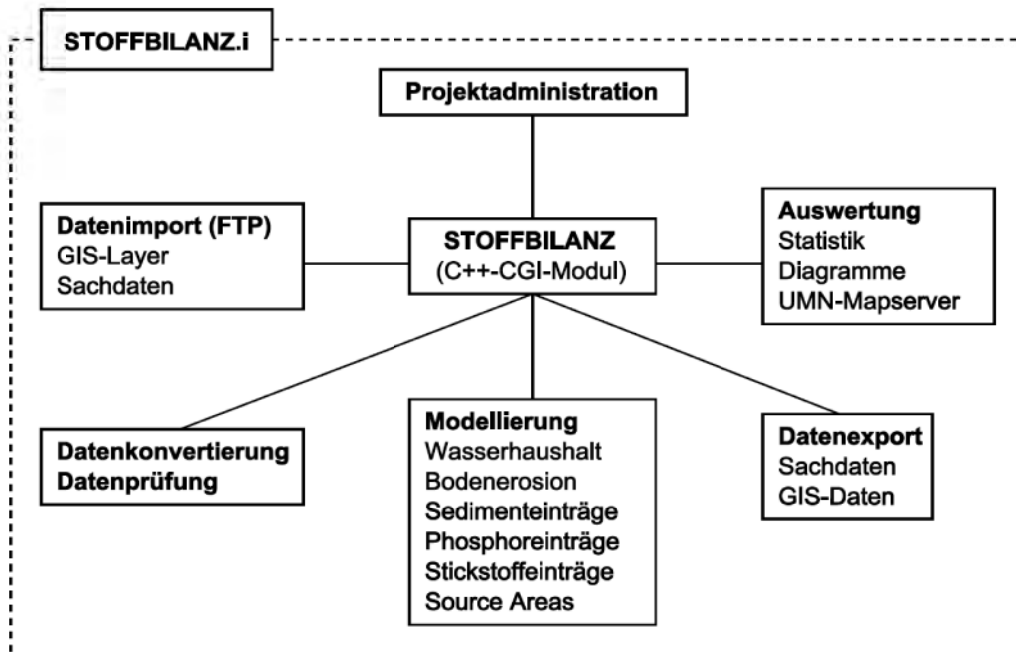


Abbildung 2: Modell- und Softwarekomponenten

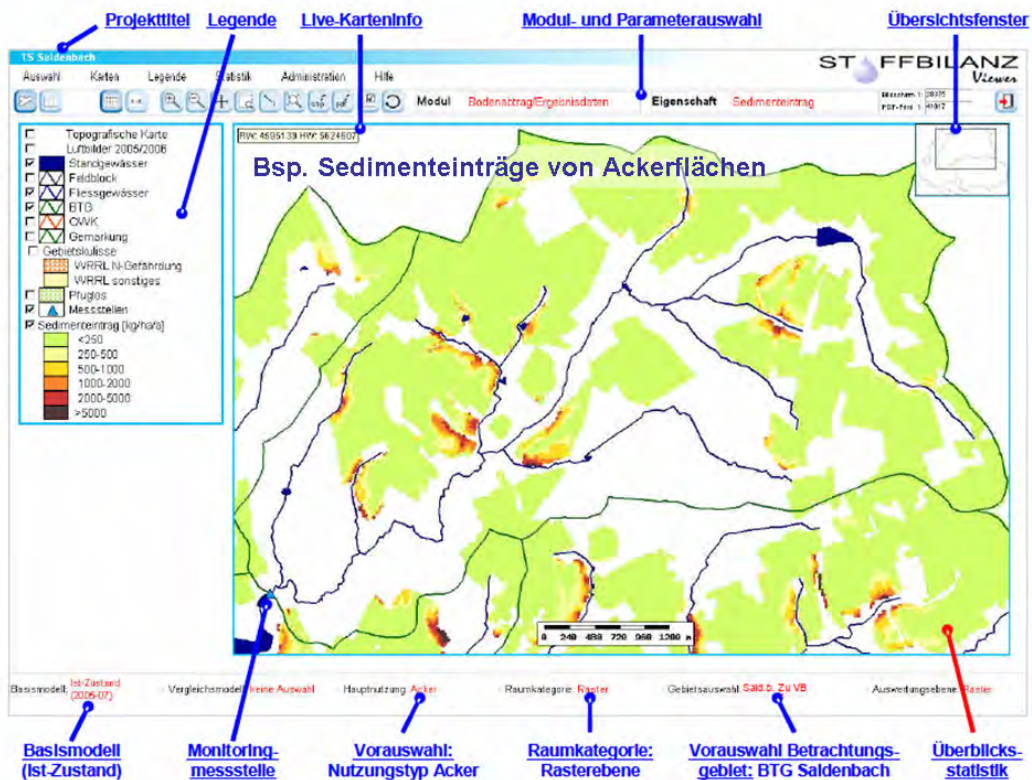


Abbildung 3: Graphische Benutzeroberfläche des webbasierten Viewers

3 Wasserhaushalt

Im Modell STOFFBILANZ erfolgt die Modellierung der Abflussbilanz im Modul WASSERBILANZ.

Der *Gesamtabfluss* **R** ergibt sich aus der Summe der Teilabflüsse *Oberflächenabfluss* **RO**, *Abfluss von versiegelter Fläche* **RS**, *Dränabfluss* **RD**, *Zwischenabfluss* **RI** und *Grundwasserabfluss* **RG**:

$$R = RO + RD + RI + RG + RS \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

Die Ableitung des *Oberflächenabflusses* und des *Abflusses von der versiegelten Fläche* erfolgt nach einem modifizierten Curve Number-Verfahren (mod. Nach SCS 1972, Halbfaß 2004). Der *Oberflächenabfluss* wird nur für hydrologisch angebundene Flächenanteile berechnet.

Zwischenabfluss und *Grundwasserabfluss* werden auf Basis der Infiltrationsrate unter Einbeziehung von Abflussquotient und Expositionsfaktor bestimmt (Ad-hoc-AG Boden 2003, Röder1997). Die Ermittlung des Abflussquotienten dient zur Festlegung der Abflussanteile. Der Expositionsfaktor beschreibt den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstungsintensität auf Ackerstandorten.

Die Berechnung des *Dränabflusses* erfolgt auf dem gedränten Flächenanteil analog zur Vorgehensweise der Berechnung der Infiltration (nach Ad hoc-AG Boden 2003) auf ungedränten Flächen, wobei auf die Einbeziehung des kapillaren Aufstiegs verzichtet wird. Der Anteil gedränter Flächen für die Hauptnutzungsformen *Acker* und *Grünland* kann programmintern in Abhängigkeit vom Bodentyp abgeschätzt werden (Behrendt et al. 1999).

3.1 Oberflächenabfluss

Die Ableitung des mittleren, jährlichen Oberflächenabflusses unversiegelter Flächen **RO** bzw. Regenwasserabflusses von versiegelten Flächen **RS** erfolgt nach einem modifizierten Curve Number-Verfahren (SCS 1972, Halbfaß 2005). Das SCS-Verfahren wurde in den USA anhand zahlreicher beobachteter Hochwasserereignisse und Infiltrationsmessungen für kleine Einzugsgebiete entwickelt. Die Untersuchung umfasste das damit verbundene Abflussverhalten unter Berücksichtigung der Landnutzung, Bodenbearbeitung, der Bodenart, der Bodenfeuchte und der Regenintensität. Das Ergebnis dieser Untersuchung ergab eine Curve Number (CN). Diese stellt den Gebietsrückhalt dar, das heißt das maximale Speichervermögen des Bodens unter Berücksichtigung der Art der Landnutzung und dem Vorregen (abgebildet über drei Bodenfeuchteklassen). Um den Einfluss der Bodeneigenschaften hinsichtlich Versickerungsvermögen bzw. Abflussbereitschaft zu berücksichtigen, werden im SCS-Verfahren vier hydrologische Bodengruppen ausgewiesen. Diese werden für die Berechnung in STOFFBILANZ entsprechend den Bodenartengruppen zu gewiesen (SCS 1972, (mod. n. Halbfaß 2005, siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Ermittlung der CN-Werte (mittlere Bodenfeuchte, Hangneigung 5%)

Hauptnutzungsform	Bodenartengruppe (Kurzzeichen s. Tab. A4)			
	ss	Us, ls, tu, lu, su	Sl, ll, tl	Lt, ut, Hn, Hh
	CN ₅ -Wert			
Acker (konventionell)	67	78	86	89
Acker (konservierend)	62	73	79	80
Grünland	39	61	74	80
Laub-, Nadelwald	36	60	73	79
Obstbau	36	60	73	79
Weinbau	64	73	79	82
Siedlung	61 für unversiegelten Flächenanteil 99 für versiegelten Flächenanteil			
Gewässer	-			
Sonstiges	80			

Der CN₅-Wert wird mit der Hangneigung wie folgt korrigiert

$$CN_{slp} = \left(\frac{(CN_5 \cdot e^{(0,00673 \cdot (100 - CN_5))}) - CN_5}{3} \right) \cdot (1 - 2 \cdot e^{(-13,86 \cdot slp)}) + CN_5$$

mit **CN_{slp}** als der mit der Hangneigung *slp* [m · m⁻¹] korrigierte CN-Wert. Der Gebietsrückhalt *S* [mm] und der Anfangsverlust *I_A* [mm] werden mit den nachfolgenden Gleichungen bestimmt:

$$S = \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \cdot 25,4$$

$$I_A = 0,03 \cdot S$$

Der mittlere, jährliche Oberflächenabfluss ergibt sich dann wie folgt mit **d_P** als der mittleren, jährlichen Anzahl der Niederschlagstage und **P_d** als der mittleren, täglichen Niederschlagssumme bezogen auf die Tage mit Niederschlag:

$$RO, RS = \frac{(P_d - I_A)^2}{(P_d - I_A + S)} \cdot d_P \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

Die Berechnung des Oberflächenabflusses **RO** erfolgt bei den Hauptnutzungsformen *Acker*, *Grünland*, *Obstbau*, *Weinbau*, *Laubwald*, *Nadelwald*, *Devastierung* und *Gewässer* für den hydrologisch angebotenen, unversiegelten Flächenanteil. Auf den hydrologisch nicht angebotenen Flächen wird dagegen kein Oberflächenabfluss berechnet. Auf Flächen mit der Hauptnutzungsform *Siedlung* werden grundsätzlich

auf dem unversiegelten Flächenanteil der Oberflächenabfluss **RO** und auf dem versiegelten Anteil der Regenwasserabfluss **RS** berechnet.

Keine Berechnung des Oberflächenabflusses erfolgt für Zellen mit einer mittleren Hangneigung kleiner als $0,5^\circ$ sowie auf drainierten Flächenanteilen (siehe 3.3).

3.2 Infiltration

3.2.1 Acker, Grünland, Nadelwald, Laubwald

Um den Zwischen- und Basisabfluss zu bestimmen, muss zuerst die Berechnung der Infiltrationsrate durchgeführt werden. Das TUB-BGR-Verfahren (Ad-hoc-AG Boden 2003) liefert Sickerwasserraten (Infiltrationsraten) auf der Basis von nutzungsspezifischen Regressionsgleichungen (Tabelle 22 im Anhang). Das Verfahren ist ausschließlich für mehrjährige Berechnungszeiträume entwickelt worden. Die Wahl der Regressionsgleichung erfolgt nach der Landnutzung und der Grundwasserbeeinflussung (Hydromorphiegrad) des Standorts. Die pflanzenverfügbare Wassermenge **WV** ist ein wichtiger Steuerparameter für die nachgeschalteten Regressionsgleichungen. Diese benötigen zur Ermittlung der Sickerwasserrate **SW** aus dem Boden folgende Eingangsparameter:

- Bodenart zur Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums **nFKWe** und der kapillaren Aufstiegsmenge für die Vegetationsperiode **KA_{kli}** (01.04. - 30.09.),
- Nutzungsart (Ackerland, Grünland, Nadelwald, Laubwald),
- Klimaparameter in Form von der jährlichen FAO-Gras-Referenzverdunstung **ET0** sowie die nach Richter (1995) korrigierten Jahresniederschläge **P_{year}**, Sommerniederschläge **P_{summer}** und Winterniederschläge **P_{winter}**.

Gemäß TUB-BGR-Verfahren wird die Sickerwasserrate **SW** aus dem Boden aus der Differenz von Niederschlag **P_{year}** und realer Evapotranspiration **ETa** berechnet. Die Abschätzung von **ETa** basiert auf der Abhängigkeit der **ET0** von Landnutzung und der pflanzenverfügbaren Wassermenge **WV**. Die pflanzenverfügbare Wassermenge [mm] wird aus der mittleren kapillaren Aufstiegsrate **KA** und der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum **nFKWe** sowie der Summe der korrigierten Sommerniederschläge **P_{summer}** berechnet (Ad-hoc-AG Boden 2003). Vom Jahresniederschlag wird der Anteil des Oberflächenabflusses abgezogen:

$$WV = nFKWe + KA + P_{summer} \cdot \left(1 - \frac{RO}{P_{year}} \right) \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

Der mittlere kapillare Aufstieg **KA_{kli}** wird in Abhängigkeit des Defizits der klimatischen Wasserbilanz im Sommerhalbjahr und der Landnutzung gemäß Wessolek et al. (2008) berechnet (Tabelle 2).

Tabelle 2: Ermittlung des mittleren kapillaren Aufstiegs KA_{kli}

Landnutzung	KA_{kli} [mm a ⁻¹]
Acker	$KA_{kli} = 1,05 \cdot ETO_{summer} - P_{summer} + 0,5 \cdot nFKWe$
Grünland	$KA_{kli} = 1,05 \cdot ETO_{summer} - P_{summer} + 0,5 \cdot nFKWe$
Laub-, Nadelwald	$KA_{kli} = 1,05 \cdot ETO_{summer} - P_{summer} + 0,5 \cdot nFKWe$
	mit $ET0_{summer} = 0,72 \cdot ET0 + 48$

Der Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs **KA** wird in Abhängigkeit vom Defizit der klimatischen Wasserbilanz im Sommerhalbjahr begrenzt, so dass **KA** nach folgenden Bedingungen ermittelt wird:

- (a) $KA = 0$ wenn $KA_{kli} = 0$
- (b) $KA = KA_{kli}$ wenn $KA_{max} > KA_{kli}$
- (c) $KA = KA_{max}$ wenn $KA_{max} \leq KA_{kli}$

Der maximale Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs KA_{max} wird aus der mittleren täglichen kapillaren Aufstiegsrate **KR** [mm/d] und der entsprechenden mittleren, täglichen Dauer des kapillaren Aufstiegs **ta** [d] berechnet (nach Ad-hoc-AG Boden 2003):

$$KA_{max} = KR \cdot ta \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

In STOFFBILANZ wird für die Ermittlung von KA_{max} die mittlere tägliche kapillare Aufstiegsrate **KR** in Abhängigkeit der Bodenartengruppe für grundwasserbeeinflusste Bodentypen festgelegt. Für alle anderen Bodentypen wird der Wert auf 0 gesetzt.

3.2.2 Siedlung, Weinbau, Obstbau, Sonstige Nutzungen

Für die Hauptnutzungsformen Siedlung, Weinbau, Obstbau und Sonstiges wird die Sickerwasserrate nach Liebscher & Keller (1979, modifiziert von Wendland et al. (1993) abgeschätzt:

$$SW = 0,86 \cdot P_{year} - 111,6 \cdot \left(\frac{P_{summer}}{P_{winter}} \right) - 120 \cdot \log(KA + nFKWe) \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

3.3 Dränabfluss

Der Anteil gedränter Flächen A_d für die Hauptnutzungsformen Acker und Grünland kann programmintern (nach Behrendt et al. 1999) in Abhängigkeit vom Bodentyp abgeschätzt werden (50% bei SS-##, S#, 10% bei GG-##, G#, HN, HH, A#). Wird die Nutzung aufwendigerer Schätzverfahren vorgezogen (z.B. Methode von Hirt et al. 2005) oder liegen entsprechende Daten zu Dränflächenanteilen bereits vor, so können diese auch individuell vergeben werden. Anhand des Dränflächenanteils [%] und der Infiltration SW (berechnet nach Ad hoc-AG Boden (2003) analog zur ungedrännten Fläche, aber ohne Einbeziehung des kapillaren Aufstiegs) wird anschließend der Dränabfluss **RD** berechnet:

$$RD = \frac{A_d \cdot SW}{100}$$

Auf dem dränierten Flächenanteil wird auf die Berechnung der Abflusskomponenten **RG**, **RO** und **RI** verzichtet.

3.4 Grundwasser- und Zwischenabfluss

Die Ermittlung von Zwischenabfluss **RI** und Basisabfluss **RG** erfolgt durch die Aufteilung der Sickerwasserrate nach Röder (1997). Dazu wird empirisch eine Separation der einzelnen Abflussanteile auf Basis der Sickerwasserrate **SW** mit Hilfe des Abflussquotienten durchgeführt. Der Abflussquotient f_q berücksichtigt die Parameter Hangneigung und Hydromorphiegrad (je nach Grundwasserabstand und Bodentyp). Die Ermittlung des Abflussquotienten (mod. n. Röder 1997) zeigt Tabelle 3 .

Tabelle 3: Ermittlung des Abflußquotienten f_q

Hydromorphiegrad	Hangneigungsklassen [°]							GWFA ¹ [m]	Bodentypen Kurzzeichen s. Tab. A5
	≤1	>1-2	>2-5	>5-10	>10-15	>15-20	>20		
terrestrisch	1,1	1,2	1,4	1,6	1,8	2	2,3	> 1,5	F#, O#, RN, RQ, RR, RZ, D#, B#, L#, T#, C#, Y#, PP-BB
halbhydromorph	2	2	2	2	2,1	2,3	2,3	0,8–1,5	SS-##, GG-##, A#
hydromorph	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	< 0,8	S#, G#, HN, HH

Der Expositionsfaktor f_{exp} (mod. n. Wessolek 1997) beschreibt den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstungsintensität auf Ackerstandorten. Dementsprechend erhöht sich der Abfluss auf Nord-, Nordwest- und Nordost-exponierten Hängen, bei Süd-, Südwest- und Südost-Exposition verringert er sich dagegen (Tabelle 4). Der Expositionsfaktor wird nur bei der Berechnung des Grundwasser- und Zwischenabflusses auf Ackerstandorten eingesetzt.

1 Grundwasserflurabstand

Tabelle 4: Einfluß der Exposition auf die Tiefenversickerung auf Hangstandorten (Acker) (Faktor f_{exp})

Hangexpo- sition	Hangneigung [°]					
	≤1	>1-2	>2-5	>5-10	>10-15	>15
Nord	1	1,03	1,06	1,13	1,2	1,32
Nordost	1	1,02	1,05	1,09	1,18	1,23
Nordwest	1	1,02	1,05	1,09	1,18	1,23
Süd	1	0,97	0,94	0,89	0,79	0,72
Südwest	1	0,98	0,95	0,9	0,81	0,75
Südost	1	0,98	0,95	0,9	0,81	0,75
Ost, West	1	1	1	1	1	1

Grundwasser- und Zwischenabfluss berechnen sich gemäß der nachfolgenden Gleichungen. Dabei werden der Dränflächenanteil A_d und der Anteil versiegelter Flächen A_{seal} berücksichtigt. Kein Grundwasserabfluss wird für gedränte Flächen berechnet, für versiegelte Flächen wird eine Durchlässigkeit von 25% angenommen

$$RG = \frac{SW \cdot \left(1 - \frac{RO}{P_{year}}\right) \cdot f_q \cdot \left(1 - \frac{A_d}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{0,75 \cdot A_{seal}}{100}\right)}{f_q} \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

$$RI = (f_q - 1) \cdot RG \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

4 Bodenabtrag

Im Modul **BODENABTRAG** werden sowohl der Bodenabtrag von der Fläche als auch der Sedimenteintrag in die Gewässer modelliert.

4.1 Bodenerosion durch Wasser

Die potenzielle Bodenerosion durch Wasser wird nach der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) ermittelt. Es ist zu berücksichtigen, dass der ABAG-Ansatz lediglich die Flächen- und Rillenerosion berücksichtigt. Die linearen Erosionsformen Rinnen- und Grabenerosion bleiben bei der Quantifizierung auf Einzugsgebietsebene unerkannt und werden demzufolge nicht bilanziert (Auerswald & Schwertmann 1988, Auerswald 2000, Wiegand 2002).

$$A = R \cdot K \cdot C \cdot S \cdot L \cdot P$$

- A Langjähriger, mittlerer Bodenabtrag [$t \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
- R Regen- und Oberflächenabflussfaktor: Maß für die Erosivität der Niederschläge
- K Bodenerodierbarkeitsfaktor: Maß für die Erodierbarkeit des Bodens
- L Hanglängenfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges gegebener Länge zum Standardhang der USLE (22 m Länge, Wischmeyer & Smith 1978)
- S Hangneigungsfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges gegebener Neigung zum Standardhang der USLE (9% Neigung)
- C Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags unter bestimmten Bewirtschaftungsbedingungen (z.B. Kulturpflanze, Anbautechnik) zur Schwarzbrache
- P Erosionsschutzfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags bei Erosionsschutzmaßnahmen (Konturpflügen) zu den Verhältnissen ohne Schutzmaßnahmen

Die räumlich differenzierte Ermittlung eines gemeindebezogenen C-Faktors erfolgt auf Basis einer Gemeinde-Agrarstatistik (z.B. InVeKoS-Daten²) nach Auerswald (2002) für Ackerflächen wie folgt:

$$C = [83 - 1,58 \cdot (Md + Ms + AFu) + 0,0082 \cdot (Md + Ms + AFu)^2] \cdot (1 - 0,03 \cdot AFu) + 0,01 \cdot AFu - 0,05 \cdot Ms$$

mit **Md** als der Anteil der feinkörnigen Mähdruschfrüchte [% Ackerfläche], **Ms** als Anteil der mit Mulchsaatverfahren angebauten Hackfrüchte und Mähdruschfrüchte [% Ackerfläche], **AFu** als Anteil des mehrjährigen Ackerfutters [% Ackerfläche]. Die Parameter Md, Ms und AFu werden programmintern aus der Agrarstatistik abgeleitet. Mit diesem Verfahren können 91% der Variation der exakten C-Faktoren erfasst werden. Die Gleichung gilt nicht, wenn Sonderkulturen einen wesentlichen Anteil an der Fruchtfolge ausmachen oder Dauerkulturen wie Wein oder Hopfen angebaut werden.

² InVeKoS - Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem ist ein durch die Europäische Kommission schrittweise eingeführtes System von Verordnungen zur Durchsetzung einer einheitlichen Agrarpolitik in den EU-Mitgliedsstaaten.

Grenzen der Anwendbarkeit ergeben sich bei Fruchtfolgen mit einem Ackerfutteranteil >30% oder der Kombination von Ackerfutter mit Hackfruchtanbau im Mulchsaatverfahren. Hierbei können negative C-Faktoren berechnet werden. In diesen Fällen kann mit $C = 1\%$ des Schwarzbrachabtrags ($C = 0,01$) als eine hinreichend gute Schätzung gerechnet werden.

C-Faktoren bei konservierender Bewirtschaftung (Mulchsaat) können über einen pauschalen Wert von 0,06 abgebildet werden, wenn zwar die Flächenanteile aber nicht die Fruchtartengruppen unter konservierender Bewirtschaftung bekannt sind. Weiteren Hauptnutzungsformen werden folgende C-Faktoren zugeordnet: Obstbau 0.1, Weinbau 0.1, Grünland 0.004, Wald 0.004. Für alle anderen Hauptnutzungsformen wird kein Bodenabtrag modelliert.

Bei der Bewertung der Modellergebnisse ist zu beachten, dass die gewählte Rastergröße im Modell einen signifikanten Einfluss auf die Modellierung hat. Tendenziell werden mit zunehmender Rastergröße geringere Bodenabträge ermittelt, da die räumliche Variabilität der originalen Reliefparameter infolge der Aggregation abnimmt bzw. nivelliert wird (Wu et al. 2005).

4.2 Sedimenteintrag

Eng verbunden mit der Bodenerosion ist die Akkumulation. In größeren Einzugsgebieten wird nur ein kleiner Anteil des erodierten Bodenmaterials in die Oberflächengewässer eingetragen. Zugleich beschränkt sich der Eintrag von Sediment und partikulär gebundenen Nährstoffen zum größten Teil auf nur wenige kleine Einzugsgebiete. Zum Beispiel kann in der Regel davon ausgegangen werden, dass 90% der Einträge von nur 10% der Fläche stammen (u.a. COST Action 869 2006, Voges 1999). Ursachen hierfür sind unter anderem Gewässerdistanzen und die Transportkraft des Oberflächenwasserabflusses sowie Deposition und Akkumulation des erodierten Bodens im Gelände.

In Abhängigkeit naturräumlicher und nutzungsbedingter Faktoren können weitere Quellen für die Sedimentbelastung der Gewässer auftreten, zum Beispiel:

- Fließgewässererosion,
- Sedimenteintrag (abfiltrierbare Stoffe) von Siedlungsflächen,
- Fließungen (Muren, Gelifluktion),
- Sedimenteintrag aus Bergbaugebieten, Straßen- und Hausbau, etc.,
- Forststraßen.

Im Hügel- und Bergland mit einer hohen Erosionsdisposition treten Sedimenteinträge von Siedlungsflächen eher in den Hintergrund. Im Flachland oder in den Mündungsbereichen können Letztere dann an Bedeutung gewinnen (z.B. Carter et al. 2003, Kiehlhorn 2005). Sedimentquellen sind dabei weniger bodenerosive Prozesse, vielmehr bilden KfZ-Verkehr und Industrie mit ca. 0,2 für geringe Siedlungsdichten bis $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für Industriegebiete die Hauptquellen (University of Wisconsin-Extension 1997). Von Bauplätzen wurden sogar Erosionsraten von $14\text{-}18 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geschätzt. Zu beachten sind die im Vergleich zu Ackerflächen hohen Sedimenteintragsraten. Kon-

zentrationen von abfiltrierbaren Stoffen zwischen ca. 100 bis 340 mg l⁻¹ werden von Kiehlhorn (2005) angegeben. In STOFFBILANZ bleiben die oben genannten Sedimentquellen derzeit weitestgehend unberücksichtigt.

In empirischen Modellansätzen werden Sedimenteinträge in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser häufig über das Sediment Delivery Ratio **SDR** abstrahiert und abgeschätzt. Das **SDR** beschreibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag (Bruttoabtrag) von der Fläche und dem Sedimenteintrag in Oberflächengewässer. Es ist somit ein Maß für die Effizienz des Sedimenttransports von der erodierenden Fläche bis zum Vorfluter.

Zur Einschätzung der Sedimenteinträge wurde ein speziell für mesoskalige Modellierungen angepasstes Verfahren entwickelt (Veith 2002, Halbfaß 2005, Halbfaß & Grunewald 2006, 2008, Voges 1999). Ziele des Verfahrens sind:

- die räumlich differenzierte Betrachtung der Sedimentlieferfunktion in Abhängigkeit wichtiger Einflussgrößen,
- die Ausweisung von wahrscheinlichen Hauptliefergebieten für den Sedimenteintrag in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser (Hot Spots, Source Areas),
- die Quantifizierung des Sedimenteintrags.

Abbildung 4 bildet die Grundzüge der methodischen Herangehensweise ab. In einem ersten Schritt werden mittels eines GIS- und modellgestützten Separationsverfahrens sogenannte nicht-eintragsrelevante Flächen bzw. Flächenanteile ermittelt (Halbfaß 2006). Bei der notwendigen Modellierung der Fließwege können relevante Landschaftsstrukturen, wie zum Beispiel Straßen oder Eisenbahnstrecken, berücksichtigt werden. Nicht-eintragsrelevante Flächen oder Flächenanteile bleiben bei der Bestimmung des Sedimenteintrages in Oberflächengewässer unberücksichtigt.

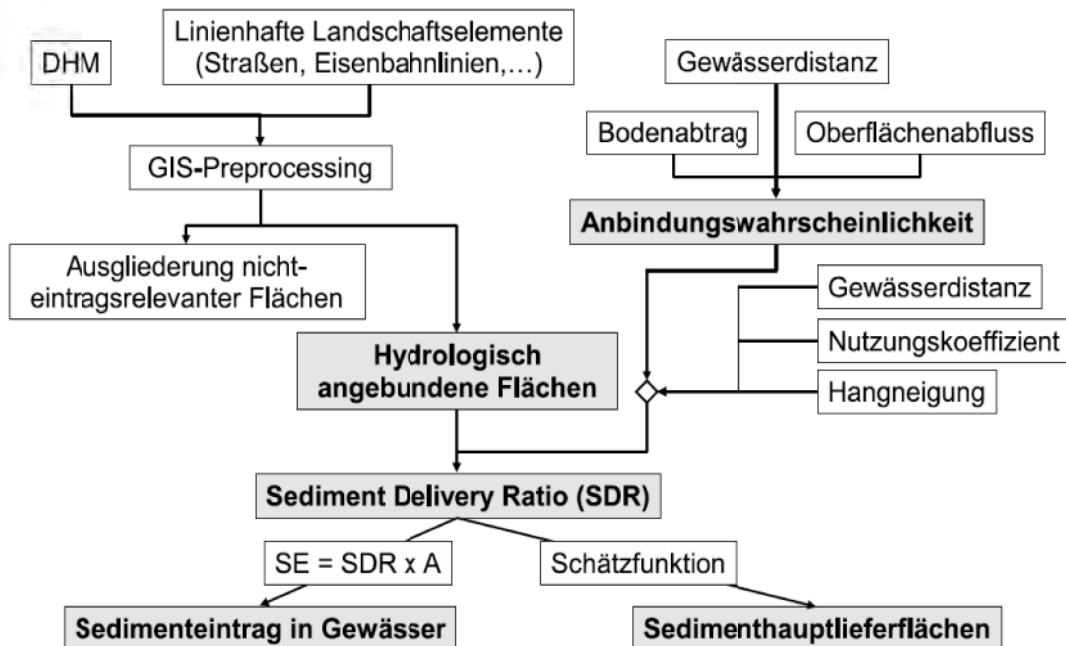


Abbildung 4: Ermittlung von Sedimenteintrag und Sedimenthauptlieferflächen

Der folgende Arbeitsschritt dient der Ermittlung des **SDR** über folgende Gleichung:

$$SDR = x \cdot \left(\frac{s}{l_{flow}} \right)^{(1-P)}$$

mit x als Nutzungskoeffizient, s als Hangneigung [$m \cdot m^{-1}$], l_{flow} als die mittlere Gewässerdistanz [m] und P als Anbindungswahrscheinlichkeit³. Der Nutzungskoeffizient x wird nach folgender Gleichung vom C-Faktor abgeleitet:

$$x = 1,43 \cdot \ln(C - factor) + 9,49 \quad R^2 = 0,89$$

P ergibt sich aus den bedingten Wahrscheinlichkeiten für die Gewässerdistanz p_{flow} , des Bodenabtrags p_A und des Oberflächenabflusses p_{RO} gemäß:

$$x = 1,43 \cdot \ln(C - factor) + 9,49$$

$$P = \sqrt{p_{flow}^2 + p_A^2 + p_{RO}^2} \quad (0 \leq P \leq 1)$$

mit

$$P_A = -0,1358 \cdot \ln(x) + 0,9717 \quad R^2 = 0,94 \quad (0 < x \leq 1000) [m]$$

$$P_A = 0,0671 \cdot \ln(x) + 0,1557 \quad R^2 = 0,85 \quad (x \geq 0,1) [t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}]$$

$$P_{RO} = 0,0386 \cdot \ln(x) + 0,0994 \quad R^2 = 0,96 \quad x \geq 0,1 [t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}]$$

3 Die Anbindungswahrscheinlichkeit einer Fläche liefert eine Aussage zur Wahrscheinlichkeit, mit der diese Fläche zum tatsächlichen Sedimenteintrag beiträgt (Halbfaß 2005)

Kapitel 4 : Bodenabtrag

Dabei gelten folgende Bedingungen:

$$p_{\text{flow}} = 0 \vee p_A = 0 \vee p_{\text{RO}} = 0 \rightarrow P = 0$$

$$l_{\text{flow}} > 1000 \text{ m} \rightarrow p_{\text{flow}} = 0 \rightarrow P = 0$$

$$A < 0,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \rightarrow p_A = 0 \rightarrow P = 0$$

$$\text{RO} < 0,1 \text{ mm a}^{-1} \rightarrow p_{\text{RO}} = 0 \rightarrow P = 0$$

Die grundsätzliche Herangehensweise wird in Abbildung 5 gezeigt. Die Gleichungen zur Ableitung der bedingten Wahrscheinlichkeiten der einzelnen Faktoren basieren auf der Arbeit von Voges (1999).

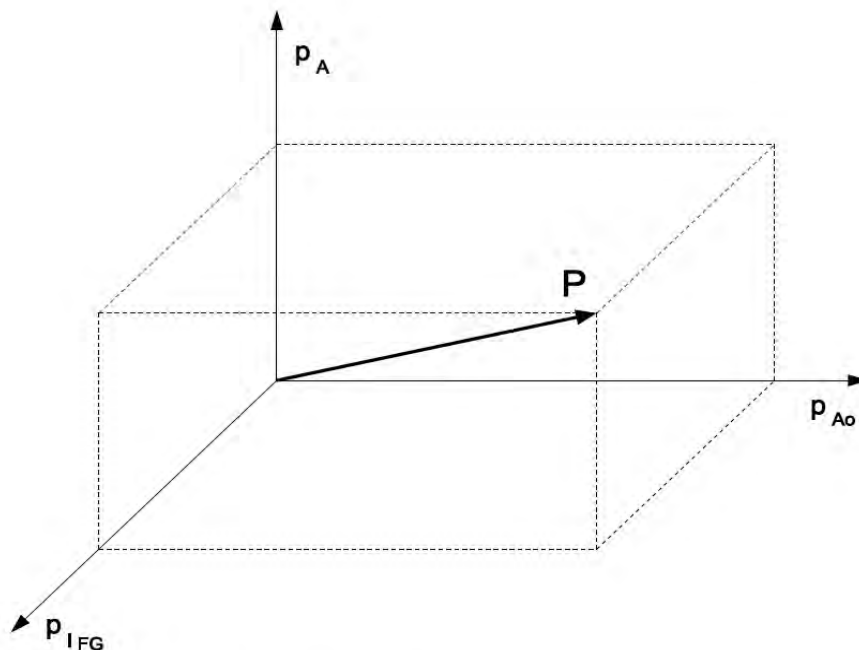


Abbildung 5: Prinzip der Ermittlung der Anbindungswahrscheinlichkeit

Der Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer ergibt sich dann aus:

$$SE = SDR \cdot A \cdot a$$

mit SE [t a^{-1}] als nutzungsspezifischer Sedimenteintrag, A [$\text{t ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] als potenzieller Bodenabtrag von der Fläche und a ($0 \leq a \leq 1$) als Flächenanteil der hydrologisch angebundenen Fläche je Modellzelle.

Wahrscheinliche Sedimenthauptlieferflächen werden mit Hilfe einer programmintern ermittelten Schätzfunktion ausgewiesen, welche den Zusammenhang zwischen P und SDR abbildet:

$$f(P) = SDR = a \cdot P^b$$

Die Herleitung der Parameter **a** und **b** der Schätzfunktion erfolgt im Modell mit der Methode der kleinsten Quadrate (Least Square Method), da die Potenzfunktion sich mittels Logarithmieren linear darstellen lässt. Per Definition werden Sedimenthauptlieferflächen gebildet, wenn der Anstieg $f'(P_0)$ der Tangente an der Stelle P_0 größer oder gleich 1 ist. P_0 berechnet sich aus Umformung der ersten Ableitung der Schätzfunktion nach P_0 :

$$P_0 = \left(\frac{(f'(P_0))}{(a \cdot b)} \right)^{\frac{1}{(b-1)}} \quad \text{mit } f'(P_0) = 1$$

5 P-Bilanz

5.1 Diffuse Einträge

Die Phosphorbilanz im Boden ist abhängig von anthropogen bedingten Nutzungseinflüssen sowie der Ausprägung der naturräumlichen Faktoren und ergibt sich als das Resultat von Phosphoreinträgen, -transformationen und -verlusten. Im Gegensatz zum Stickstoff sind beim Phosphor (P) die Umsatzprozesse im System Boden-Wasser-Pflanze mittelmaßstäbig nur eingeschränkt adäquat fassbar. Im Modul **P-BILANZ** wird die diffuse P-Verlagerung TP_{diff} pfad- und nutzungsbezogen quantifiziert. Der P-Eintrag aus diffusen Quellen setzt sich aus der partikulär gebundenen Emission PP_{SE} (Bodenerosion) und gelöst (Wasserpfad) verlagerten P-Verbindungen DP zusammen:

$$TP_{diff} [kg ha^{-1} a^{-1}] = PP_{SE} + DP$$

5.1.1 Partikel gebundene P Einträge

Der partikulär gebundene P-Eintrag PP_{SE} aus der Fläche in die Gewässer wird für die Hauptnutzungsformen *Acker, Grünland, Laubwald, Nadelwald, Weinbau* und *Obstbau* kalkuliert (Emission). Er ergibt sich aus dem Sedimenteintrag SE , der Nährstoffanreicherung ER sowie dem P-Gehalt P_t im Boden:

$$PP_{SE} [kg ha^{-1} a^{-1}] = SE [t ha^{-1} a^{-1}] \cdot ER \cdot P_t [mg kg^{-1}]$$

Der P-Gehalt im Boden wird nutzungs- und substratspezifisch abgeleitet (z.B. nach Freistaat Sachsen 1999). Allgemein müssen die P-Gehalte im Oberboden in Abhängigkeit vom Relief und der Nutzungsform als hoch variabel bewertet werden. Untersuchungen von Halbfaß & Grunewald (2004) zeigen, dass der mittlere Fehler vom Mittelwert an Hangsequenzen oder innerhalb von kleinen Einzugsgebieten bis zu 40% betragen kann.

Der dimensionslose Nährstoffanreicherungsfaktor ER bildet eine Funktion in Abhängigkeit vom Bodenabtrag A (vgl. Auerswald 1989).

$$ER = 2,53 \cdot A^{-0,21} \quad R^2 = 0,981$$

Der ansteigende Anreicherungsfaktor bei gleichzeitig abnehmendem Bodenabtrag beschreibt den selektiven Transportprozess, bei dem Ton und Schluff bevorzugt transportiert werden. P sorbiert vorrangig an feine Bodenpartikel, so dass eine Anreicherung von sorbierten Stoffen im Sediment des Oberflächenabflusses im Vergleich zum Ausgangsboden erfolgt (Lammers 1997). Die Anreicherung basiert auf der Splash-Wirkung der Regentropfen und der damit einhergehenden Zerstörung der Bodenaggregate (Regentropfenerosion) sowie deren selektivem Transport. Dabei erhöht sich der Anreicherungsfaktor mit abnehmender Erosionsleistung auf Grund der Verlagerung relativ größerer Anteile von feinerem Bodenmaterial (Ghadiri & Rose 1991a, b). In der Literatur werden verschiedene Anreicherungsfaktoren angegeben. Diese können Werte bis zu 6,0 erreichen, für Mitteleuropa wird von Werten von ca. 1,8 ausgegangen (Sharpley et al. 1993, Schaub & Wilke 1996, Duttmann 1999).

5.1.2 Gelöste P-Einträge

Die **gelösten P-Einträge DP** in den Vorfluter für die Hauptnutzungsformen *Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau* und *Laub-/ Nadelwald* berechnen sich aus dem Produkt des jeweiligen Abflussmittels und der pfadbezogenen P-Konzentration für den Dränabfluss-, Oberflächenabfluss-, Grundwasserabfluss- und Zwischenabflusspfad. Die in Abhängigkeit von den Nutzungsbedingungen beispielhaft für Sachsen abgeleiteten Konzentrationswerte sind in der Tabelle 5 aufgeführt. Ihre Vergabe erfolgte unter Berücksichtigung der Angaben in Halbfaß (2005) und Prasuhn (2003) sowie unter Verwendung von Monitoringdaten zur Grundwasserbeschaffenheit in Sachsen.

Tabelle 5: Abgeleitete P-Konzentrationen [mg/l] in den Abflusskomponenten

Hauptnutzungsform	Oberflächenabfluss	Dränabfluss	Interflow	Grundwasser
Acker - Konventionelle Bearbeitung - Konservierende Bearbeitung	0,2 0,6	0,2 ¹ / 0,06 ² 0,6 ¹ / 0,18 ²	0,06 ³ / 0,01 – 0,05 ⁴	0,01 – 0,05 ⁵
Grünland	0,8	0,8	0,06 ³ / 0,01 – 0,05 ⁴	0,01 – 0,05 ⁵
Laub-/ Nadelwald	0,025	-	0,01 – 0,03	0,01 – 0,03 ⁵
Obstbau	1,2	-	0,01 – 0,05	0,01 – 0,05 ⁵
Weinbau	0,8	-	0,01 – 0,05	0,01 – 0,05 ⁵

¹ Bodenartengruppen ss, ls, us / ² Bodenartengruppen lt, tl, ll, sl, ut, su, lu, tu / ³ semihydromorphe und hydromorphe Böden / ⁴ terrestrische Böden / ⁵ je nach Naturraumeinheit

Die Möglichkeit des Auftretens erhöhter P-Konzentrationen bei konservierender Bodenbearbeitung werden derzeit kontrovers diskutiert. Beispielsweise konnte Zimmermann (2003) zeigen, dass beim Übersteigen der Infiltrationskapazität der Bodenmatrix das vertikale Stoffverlagerungsrisiko unter Mulchsaat oder Direktsaat über Makroporen sehr hoch sein kann. Das tatsächliche Risiko hängt dabei unter anderem davon ab, ob der zu verlagernde Stoff sich auf der Bodenoberfläche oder in der Bodenmatrix befindet. Im letzteren Fall sinkt das Risiko, da der Sickerwassertransport vor allem über die Makroporen abläuft. Da sich bei konservierender Bodenbearbeitung jedoch eine Vielzahl weiterer Bodeneigenschaften verändern, ist insbesondere unter terrestrischen Bedingungen nicht von einem erhöhten Stoffaustrag in das Grundwasser auszugehen (Schmidt 2006).

5.1.3 Sonstige P-Einträge

Unter sonstigen P-Einträgen werden Einträge zusammengefasst, welche im Modul P-BILANZ nicht pfadbezogen differenziert werden. Für die Berechnung von **TP_{diff}** werden flächenbezogene Exportkoeffizienten eingesetzt, die durch Angaben in der wissenschaftlichen Literatur abgesichert sind.

5.1.3.1 Diffuse Quellen in Siedlungsgebieten

Wesentlich schwieriger gestaltet sich die Bewertung der diffusen Einträge aus Siedlungs- bzw. urbanen Bereichen. Einerseits zählen auch hier Einträge aus dem Abwasserbereich dazu (Abbildung 6). Haushalte ohne Kanalanschluss haben in der Regel eine KKA oder abflusslose Grube, sodass der Stoffrückhalt als hoch angesehen werden kann. Bei Anschluss an Bürgermeisterkanäle (Haushalte mit Kanalanschluss aber ohne Anschluss an öffentliche Abwasserbehandlungsanlage) können die Nährstoffeinträge in die Gewässer hingegen recht hoch sein. Die Frachtab-schätzungen aus beiden Abwasserbereichen erfolgen auf Basis einwohnerspezifischer Frachten im häuslichen Rohabwasser und mittlerer Rückhaltraten.

Der Emissionspfad *Regenwasserkanäle im Trennsystem/Mischwasserentlastungen* bezieht sich auf den Nährstoffeintrag von der versiegelten Fläche, welche in das Trennsystem bzw. Mischwassersystem entwässert.

Neben den Einträgen von versiegelten Siedlungsflächen werden im Modell STOFF-BILANZ die unversiegelten Flächenanteile berücksichtigt. Dabei wird für P von einem mittleren Depositionswert von 0,5 kg P ha⁻¹ a⁻¹ ausgegangen. Es wird weiterhin angenommen, dass auf Grund der in der Regel hohen P-Sorptionskapazität der Böden nur 10%, also 0,05 kg P ha⁻¹ a⁻¹ in die Gewässer eingetragen werden.



Abbildung 6: Differenzierung diffuser Stoffeinträge aus Siedlungen / urbanen Bereichen

Pfad unversiegelte Siedlungsfläche

Räumliche Modellebene: Raster

Eingangsdaten

- Exportkoeffizienten für P c_P [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- Versiegelungsgrad A_{seal} [%]
- Retentionsfaktor Boden r_{soil} für P 90%
- Durchlässigkeit der Versiegelung: 25%

Modell

$$DP_{\text{urb}} = c_P \cdot \left(\frac{100 - r_{\text{soil}}}{100} \right) \cdot \left(\frac{100 - A_{\text{seal}} \cdot 0,75}{100} \right) \quad [\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$$

Pfad Regenwasserkanal

Räumliche Modellebene: Raster

Eingangsdaten

- Exportkoeffizienten für P c_P [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- Versiegelungsgrad A_{seal} [%]
- Durchlässigkeit der Versiegelung: 25%

Modell

$$DP_{\text{seal}} = c_P \cdot \left(\frac{A_{\text{seal}} \cdot 0,75}{100} \right) \quad [\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$$

Pfad Haushalte ohne Kanalanschluss

Räumliche Modellebene: variabel je nach Projektgebiet

Eingangsdaten

- Exportkoeffizienten für P $c_{P_{\text{inh}}}$ [$\text{kg EZ}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- Einwohner n_{inh} [-]
- Anschlussgrad n_{STP} [%]
- Anteil der Einwohner ohne Kanalanschluss von den nicht angeschlossenen Einwohnern n_{wSTP} [%]
- Siedlungsfläche A_{urb} [ha]

Modell

$$DP_{\text{seal}} = \frac{c_{P_{\text{inh}}} \cdot n_{\text{inh}} \cdot \frac{100 - n_{\text{STP}}}{100} \cdot \frac{n_{\text{wSTP}}}{100}}{A_{\text{urb}}} \quad [\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$$

Pfad Bürgermeisterkanal

Räumliche Modellebene: variabel je nach Projektgebiet

Eingangsdaten

- Exportkoeffizienten für P $c_{P_{inh}}$ [$\text{kg EZ}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
- Einwohner n_{inh} [-]
- Anschlussgrad n_{STP} [%]
- Anteil der Einwohner ohne Kanalanschluss von den nicht angeschlossenen Einwohnern n_{wSTP} [%]
- Siedlungsfläche A_{urb} [ha]

Modell

$$DP_{seal} = \frac{c_{P_{inh}} \cdot n_{inh} \cdot \frac{100 - n_{STP}}{100} \cdot \frac{100 - n_{wSTP}}{100}}{A_{urb}} \quad [\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

Die Summe der flächenbezogenen Exportkoeffizienten der Einzelpfade ergibt den diffusen P-Eintrag TP_{diff} in die Oberflächengewässer von Siedlungsflächen.

5.1.3.2 Diffuse Quellen für Gebiete der Hauptnutzungsform Sonstige und Gewässer

Auf Flächen mit den Hauptnutzungsformen *Gewässer* und *Sonstige* wird auf eine getrennte Berechnung von partikulären und gelösten P-Frachten aufgrund der auf der Mesoskala nur schwer fassbaren Schwankungsbreiten der jeweiligen Einträge verzichtet. Der diffuse P-Eintrag TP_{diff} ins Gewässer wird für die Hauptnutzungsform *Sonstige* mit $0,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ veranschlagt.

Für Gewässerflächen wird die atmosphärische Deposition als Pauschalwert angesetzt. Diese schwankt nach Literaturangaben zwischen $0,04$ und $1,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei mittleren Niederschlägen von 660 mm in den ostdeutschen Bundesländern wird für die 90er Jahre ein Wert von $0,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ empfohlen (vgl. Behrendt et al. 1999).

5.2 Punktuelle Einträge

Neben dem Phosphoreintrag aus diffusen Quellen erfolgt zusätzlich eine P-Belastung der Gewässer aus punktuellen Quellen TP_{point} . Die Quantifizierung der punktuellen P-Einträge in die Gewässer erfolgt außerhalb des Moduls P-BILANZ auf Grundlage der für das (Teil-)Einzugsgebiet / Gemeinde vorliegenden Daten zu den kommunalen und industriellen Kläranlagen und Abwassereinleitungen.

6 Modul N-Bilanz

6.1 Diffuse Einträge

6.1.1 N-Bilanz für Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau

Die Stickstoffbilanz im Boden ist abhängig von anthropogen bedingten Nutzungseinflüssen sowie der Ausprägung der naturräumlichen Faktoren und ergibt sich im einfachsten Sinne als das Resultat von Stickstoffeinträgen und -verlusten. Diese „einfache“ Bilanz wird in der vorliegenden Skala von zahlreichen Modellansätzen abgebildet (z.B. Behrendt et al. 2002, Bach et al. 2003). Prozesse der Mobilisierung bzw. Immobilisierung von Stickstoff innerhalb des N-Pools werden dagegen überwiegend erst in Ansätzen mit Anwendungsschwerpunkten in der Mikroskala (z.B. Hülsbergen & Diepenbrock 1997, Brisson et al. 1998) implementiert. Im vorliegenden Modell werden diese Prozesse für die Hauptnutzungsform *Acker* in vereinfachter Form mit berücksichtigt. Die Vorteile dieser „erweiterten“ Bilanz liegen insbesondere in der Tatsache, dass Phänomene der An- oder Abreicherung von Stickstoff im Humus zumindest überschlüssig abgebildet werden können. Dies erscheint gerade vor dem Hintergrund des steigenden Anbaus nachwachsender Rohstoffe mit zu erwartenden Auswirkungen auf die Humusbilanz vorteilhaft. Zusätzlich können Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. erhöhte N-Immobilisierung durch Zwischenfruchtanbau, Veränderungen im Viehbesatz u.s.w.) oder Folgen des Klimawandels (z.B. Erwärmung) umfassender berücksichtigt werden. In der Bilanzierung des N-Austrags (DN_{soil}) sind die in Abbildung 7 enthaltenen Bilanzglieder enthalten.

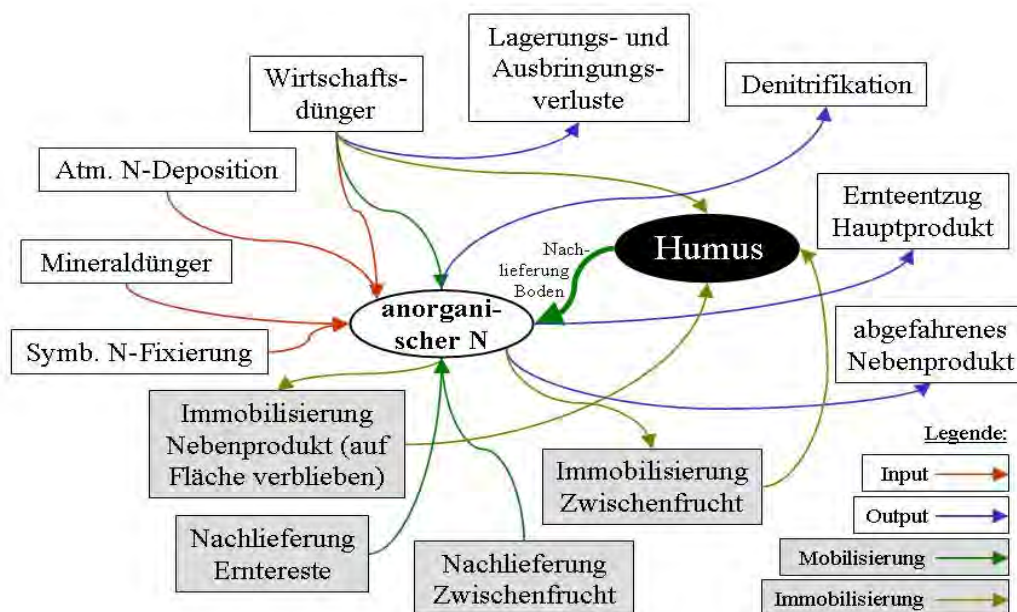


Abbildung 7: Fließschema zur Ableitung der N-Bilanz auf der Ackerfläche

Die Berechnung der bewirtschaftungsbezogenen Bilanzglieder Import (F), Export (E), Mobilisierung (M) und Immobilisierung (I) ergibt sich über folgende Gleichungen unter flächengewichteter Einbeziehung aller Fruchtartengruppen:

$$Import = F_{min} + f_l \cdot F_{org} + F_{leg}$$

$$Mobilisierung = f_{mob} \cdot F_{org} + M_{root} + M_{ic} + M_{soil} \quad [kg N ha^{-1} a^{-1}]$$

$$Immobilisierung = f_{org} \cdot F_{org} + I_{root} + I_{ic}$$

$$Export = E_{harv} + E_{root}$$

mit F_{min} = Mineraldünger, F_{org} = Wirtschaftsdünger, F_{leg} = legume N-Fixierung, M_{root} = Nachlieferung aus Ernteresten der Vorfrucht im Berechnungsjahr, I_{ic} = Immobilisierung Zwischenfrucht, M_{ic} = Nachlieferung aus Zwischenfrucht des Vorjahres, M_{soil} = langjährige Nachlieferung aus der organischen Bodensubstanz, E_{harv} = Ernteentzug Hauptprodukt, I_{root} = Immobilisierung Nebenprodukt + Wurzel, E_{root} = abgefahrenes Nebenprodukt, f_l = Faktor zur Anrechnung von Lagerungs- und Ausbringungsverlusten für F_{org} , f_{mob} = Faktor zur Anrechnung der Mobilisierung aus F_{org} im Berechnungsjahr, f_{org} = Faktor zur Anrechnung des immobilen Anteils an F_{org} .

Die Einbeziehung von atmosphärischer Deposition und Denitrifikation im Oberboden erfolgt wie in Kap. 6.1.3 bzw. 6.1.4 beschrieben.

6.1.1.1 N-Import Ackerfläche

Mineralische und wirtschaftseigene Düngung

Alle Flächen der Hauptnutzungsformen *Acker* erhalten entsprechende Angaben zur mineralischen Düngung je Fruchtartengruppe F_{min} bzw. wirtschaftseigenen Düngung F_{org} . Lagerungs- und Ausbringungsverluste werden über den Faktor f_l je nach Art des Düngieranfalls (z.B. Gülle / Stallmist) eingerechnet.

Legume N-Fixierung

Die Ableitung einer legumen N-Fixierung F_{leg} erfolgt für *Ackerflächen* in Abhängigkeit von der Fruchtartengruppe und dem Ertrag (nach SifL 2007).

6.1.1.2 Mobilisierung auf der Ackerfläche

Nachlieferung aus Wirtschaftsdüngern

Die Nachlieferung aus dem organischen Anteil des Wirtschaftsdüngers wird über den Faktor f_{mob} geregelt. Dieser wird je nach Art des Düngieranfalls (Gülle / Stallmist) vergeben.

Nachlieferung aus dem Zwischenfruchtanbau des Vorjahres

Effekte des Anbaus von Zwischenfrüchten und Untersaaten können durch zusätzliche Berücksichtigung von Immobilisierungs- und Nachlieferungskoeffizienten berücksichtigt werden. Im Modell wird davon ausgegangen, dass die im Frühjahr des Berechnungsjahres freigesetzte N-Menge M_{ic} der N-Nachlieferung des Zwischenfruchtanbaus im Vorjahr 75% der im Berechnungsjahr zusätzlich erzielten Immobilisierungsleistung im Herbst beträgt (vgl. Schliephake & Albert 2003, Kap. 6.1.1.3).

Nachlieferung aus Ernte- und Wurzelrückständen

Die für das Berechnungsjahr bereits wieder angenommene fruchtartenspezifische Mobilisierung aus Ernte- und Wurzelrückständen M_{root} erfolgt nach SLfL (2007) bzw. Arman et al. (2002).

N-Nachlieferung aus der organischen Bodenmatrix

Die N-Nachlieferung M_{soil} aus der organischen Bodenmatrix (Abbildung 8) beschreibt die langjährige Rückführung von Stickstoff aus dem organischen N-Pool. Freisetzung, die sich aus der Bewirtschaftung des Berechnungsjahres selbst ergeben, sind darin nicht enthalten. Sie werden gesondert bilanziert (siehe M_{root}).

Im Rahmen der Weiterentwicklung des Modells STOFFBILANZ_BW in Zusammenarbeit mit den baden-württembergischen Landesbehörden erfolgte bereits eine Modifizierung der auf dem Konzept von Henin & Dupuis aufbauenden Methode zur Ermittlung der N-Nachlieferung. Analog der Vorgehensweise von Mary & Guérif 1994 bzw. Meynard et al. 1996, berechnet sich die Nachlieferung als Funktion von Humusgehalt, C/N-Verhältnis, Tongehalt, Kalkgehalt, Skelettgehalt, Jahresmitteltemperatur sowie der fruchtartengruppenspezifischen Bewirtschaftungspraxis. Im Ergebnis wird eine Differenzierung erreicht, die sowohl die bodenartenspezifische als auch die bodentypspezifische Variabilität des Nachlieferungspotenzials besser abbildet und zu einer Erhöhung der Plausibilität des Berechnungsansatzes führt.

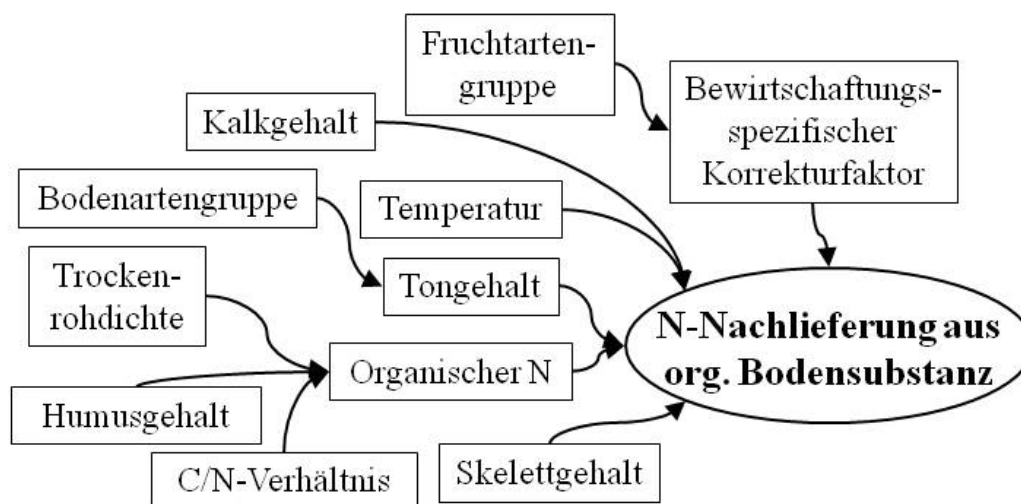


Abbildung 8: Fließschema zur Ableitung der N-Nachlieferung aus der org. Bodenmatrix

Für die Ableitung der Nachlieferung aus der organischen Bodenmatrix M_{soil} wird zunächst der organische N-Gehalt im Oberboden N_{org} unter Berücksichtigung des Humusgehaltes im Oberboden c_{humus} [%], der Trockenrohddichte (SBD) und dem C/N-Verhältnis berechnet (Mary & Guérif 1994, Meynard et al. 1996):

$$N_{org} = \frac{c_{humus} \cdot SBD \cdot 3 \cdot 10000}{1,72 \cdot C/N} \quad [\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

Hieraus leitet sich die Nachlieferung des Bodens M_{soil} unter Berücksichtigung von N_{org} , Mineralisationskoeffizient K_2 und Skelettgehalt im Oberboden c_{sk} [%] wie folgt ab:

$$M_{soil} = N_{org} \cdot K_2 \cdot 1,3 \cdot \left(1 - \frac{c_{sk}}{100}\right) \quad [\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

Der Mineralisationskoeffizient K_2 berechnet sich aus Tongehalt c_{clay} und Kalkgehalt c_{lime} im Oberboden [%] sowie der Jahresmitteltemperatur T_{avg} [°C] und dem Faktor f_t . Zusätzlich wird die Intensität organischer Düngung und Häufigkeit der Abfuhr des Nebenproduktes zur Charakterisierung des Bewirtschaftungssystems für jede Fruchtartengruppe über den Faktor f_s festgelegt (Tabelle 6, nach Arman et al. 2002, Mary & Guérif 1994, Meynard et al. 1996):

$$K_2 = \frac{1200 \cdot f_s \cdot f_t}{(c_{clay} \cdot 10 + 200) \cdot (0,3 \cdot c_{lime} \cdot 10 + 200)}$$

$$f_t = 0,15 \cdot T_{avg} - 0,5$$

Tabelle 6: Festlegung von f_s zur Berücksichtigung des Bewirtschaftungssystems

Erntereste werden	Häufigkeit organischer Düngung			
	> alle 10 Jahre	alle 5-10 Jahre	alle 3-5 Jahre	< 3 Jahre
	Faktor f_s			
... immer abgefahren	0,8	0,9	1	1,1
... manchmal abgefahren	0,9	1	1,1	1,2
... immer eingearbeitet	1	1,1	1,2	1,3

6.1.1.3 Immobilisierung auf der Ackerfläche

Immobilisierung aus dem organischen Anteil des Wirtschaftsdüngers

Der im Berechnungsjahr ausgebrachte organische Anteil des Wirtschaftsdüngers, der in den Humuspool eingespeist wird, errechnet sich über den Faktor f_{org} .

Immobilisierung in Ernterückständen und Wurzel

Programmintern wird für Ackerflächen die Immobilisierung im Nebenprodukt I_{root} (Ernte- und Wurzelrückstände) anhand der fruchtartenspezifischen Erträge des Hauptprodukts und dem Entzugsfaktor des Nebenprodukts abgeleitet (SifL 2007, LAP

2004). Die Anteile des Nebenprodukts, die abgefahren werden, müssen aus diesem Pool wieder herausgerechnet werden (E_{root}).

Immobilisierung in Zwischenfrüchten/Untersaaten

Effekte des Anbaus von Zwischenfrüchten und Untersaaten können durch zusätzliche Berücksichtigung von Immobilisierungs- und Nachlieferungskoeffizienten berücksichtigt werden. Grundlage der Berechnung bildet die Annahme einer fruchtartenspezifischen zusätzlichen Immobilisierung von N (I_{ic}) in der Zwischenfrucht/Untersaat im Herbst, die um den Betrag von $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (=25% des N) höher liegt als die im Frühjahr des Berechnungsjahres freigesetzte N-Menge aus der N-Nachlieferung des Zwischenfruchtanbaus im Vorjahr. In der Parametrisierung wird im Modell von einer zusätzlichen N-Bindung von 80 kg ha^{-1} und einer zusätzlichen N-Freisetzung für die Folgefrucht von 60 kg ha^{-1} (siehe Kap. 6.1.1.2, vgl. Schliephake & Albert 2003) ausgegangen.

6.1.1.4 N-Export Acker

Ernteentzug

Der im Berechnungsjahr als Erntertrag von der Fläche exportierte Stickstoff E_{harv} errechnet sich anhand der jeweiligen Erträge und zugehörigen Entzugsfaktoren für das Hauptprodukt (SLfL 2007).

Abgefahrenes Nebenprodukt

Der von der Fläche exportierte N-Anteil des Nebenprodukts E_{root} ergibt sich aus dem Anteil des abgefahrenen Nebenprodukts, dem Entzugsfaktor des Nebenprodukts und dem jeweiligen Ertrag des Hauptprodukts (SLfL 2007).

6.1.1.5 Zwischenbilanz für Ackerflächen

Die Zwischenbilanz ($N_{surplus}$) für Ackerflächen ergibt sich als „erweiterte“ Bilanz damit aus der Verrechnung von Quellen (Import F, Mobilisierung M) und Senken (Immobilisierung I, Export E).

$$N_{surplus} = F + M - I - E \quad [\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

6.1.1.6 Zwischenbilanz für Grünlandflächen

Für *Grünlandstandorte* wird die Zwischenbilanz wie folgt berechnet:

$$N_{surplus} = F_{leg} + F_{min} + (f_l - f_{org} + f_{mob}) \cdot F_{org} - E_{harv} \quad [\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

Für *Grünlandstandorte* wird die legume N-Fixierung nach Weissbach (1995) berechnet. Die Ermittlung der anderen berücksichtigten Bilanzglieder erfolgt analog zu Ackerflächen. Umsatzprozesse werden nicht einbezogen.

6.1.1.7 Zwischenbilanz für Obstbau- und Weinbauflächen

Auf Weinbauflächen wird für die Zwischenbilanz programmintern pauschal der Wert $0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vergeben, Obstbauflächen erhalten $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Eine entsprechende Anpassung dieser Werte ist gegebenenfalls vorzunehmen.

6.1.2 N-Bilanz für Waldflächen

6.1.2.1 N-Nettoaufnahmerate

Für Waldflächen wird anhand von Verwitterungsklassen und Ertragsklassen eine N-Nettoaufnahmerate ermittelt. Die entsprechenden Ableitungen folgen dem Critical-Load-Konzept (Nagel & Gregor 1999, UBA 2006) und wurden für die Verwendung im Modell STOFFBILANZ dementsprechend angepasst (Kaiser 2003). Die Verwitterungsklasse wird unter Berücksichtigung der Bodenartengruppe sowie der vom Bodentyp abgeleiteten Ausgangsgesteinsklasse bestimmt (Tabelle 7).

Tabelle 7: Bestimmung der Verwitterungsklasse für Laub- und Nadelwald

Bodentyp	Bodenartengruppe							
	Hn, Hh	ss, ls, us, su	sl, lu	ll	tl	tu	ut	lt
	Verwitterungsklasse							
HN, HH	0	0	0	0	0	0	0	0
F#, O#, RN, RQ, P#, B#, PP-BB	0	1	2	3	3	3	4	4
D#, L#, SS-##, GG-##, A#, S#, G#, T#, Y#	0	2	3	4	4	4	4	4
RR, RZ, C#	0	4	4	4	4	4	4	4

Aus der Verwitterungsklasse kann unter Einbeziehung der mittleren Jahrestemperatur sowie der mittleren Sickerwasserrate die Ertragsklasse abgeleitet werden (mod. n. Nagel & Gregor 1999, Tabelle 8).

Tabelle 8: Ableitung der Ertragsklasse für Laub- und Nadelwald

	Verwitterungsklasse 3 + 4						Verwitterungsklasse 1 + 2						Verwitterungsklasse 0					
	≥9	8	7	6	5	<5	≥9	8	7	6	5	<5	≥9	8	7	6	5	<5
SW [mm/ a ⁻¹]	Ertragsklasse																	
≥1000	la	la	la	I	II	IV	I	I	I	II	III	IV	I	I	I	II	IV	V
<1000-800	la	la	la	I	II	IV	I	I	I	II	III	IV	I	I	I	II	IV	V
<800-600	la	la	I	I	II	IV	I	I	I	II	III	IV	I	I	II	II	IV	V
<600-400	la	I	I	I	II	IV	I	I	II	II	III	IV	II	II	II	III	IV	V
<400-200	I	II	II	II	III	IV	II	II	III	III	III	IV	II	III	IV	IV	IV	V
<200	III	III	III	II	III	IV	III	III	IV	IV	IV	IV	III	IV	V	V	V	V

Die N-Nettoaufnahmerate I_{uptake} ergibt sich aus Tabelle 9 (mod. n. Nagel & Gregor 1999).

Tabelle 9: Ableitung der N-Nettoaufnahmerate aus der Ertragsklasse

Ertragsklasse	N-Nettoaufnahmerate [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	
	Laubwald	Nadelwald
la	15	10
I	13,5	8,5
II	11,5	6,5
III	8	5
IV	7	4
V	3,5	2

6.1.2.2 N-Immobilisierungsrate

Die N-Immobilisierungsrate I_{humus} wird anhand Tabelle 10 in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur ermittelt (mod. n. Nagel & Gregor 1999).

Tabelle 10: Ableitung der N-Immobilisierungsrate

Jahresmitteltemperatur [°C]	≤4	5	6	7	8	≥9
N-Immobilisierungsrate [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	5	4	3	2	1,5	1

6.1.3 Atmosphärische N-Deposition

Die Angaben zur atmosphärischen N-Gesamtdeposition N_{atm} (trockene und nasse N-Deposition) werden rasterbezogen und nutzungsdifferenziert in der Modellierung der N-Bilanz für alle Hauptnutzungsformen berücksichtigt.

6.1.4 Denitrifikation im Oberboden

6.1.4.1 Denitrifikation für Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau, Siedlung, Sonstige

Die Denitrifikation in der Bodenzone D_{soil} wird im Modul N-BILANZ für Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau, Siedlung und Sonstige unter Berücksichtigung der Michaelis-Menten-Kinetik nach Wendland (1992) berechnet. Dabei werden die in der nachfolgenden Gleichung enthaltenen Bilanzglieder sowie die Angaben zur atmosphärischen Deposition eingesetzt. Zusätzlich werden die maximale Denitrifikationsrate D_{max} sowie die Konstante K in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen (günstig, mittelmäßig, ungünstig) je nach Bodentyp modellintern ermittelt (Tabelle 11).

$$D_{\text{soil}} [\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] = \frac{D_{\text{max}} \cdot \frac{(N_{\text{surplus}} + N_{\text{atm}})}{7,5}}{K + \frac{N_{\text{surplus}} + N_{\text{atm}}}{7,5}}$$

Tabelle 11: Festlegung der Denitrifikationsbedingungen (nach Wendland 1992)

Denitrifikations-be-dingungen	D _{max} [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	K	Bodentypen
günstig	50	6,7	S#, G#, HN, HH
mittelmäßig	30	4	RR, RZ, T#, D#, L#, SS-##, GG-##, C#, A#
ungünstig	10	2,5	F#, O#, RN, RQ, P#, B#, PP-BB, UA, Y#

Die Festlegungen in Tabelle 11 werden weiterhin wie folgt differenziert:

Die Bedingungen beim Bodentyp Parabraunerde für die Bodenartengruppen ss und ls werden als *ungünstig* eingeschätzt (ansonsten *mittelmäßig*). Beim Bodentyp Braunerde werden die Denitrifikationsbedingungen für die Bodenartengruppen tl, lt und ut als *mittelmäßig* eingestuft (ansonsten *ungünstig*). Grund für diese Differenzierung ist die auch von Wendland (1992) vorgenommene Unterscheidung zwischen basenarmen und basenreichen Braunerden. Die Standorte mit den oben genannten Bodenartengruppen werden überwiegend als basenreiche Braunerden eingestuft. Zudem ist hier von besonders hohen FK-Werten, vergleichsweise geringen nFK- und nFKWe-Werten sowie niedrigen kf- und LK-Werten auszugehen, womit die Denitrifikation gefördert wird. Weiterhin werden die Denitrifikationsbedingungen auf Böden mit Skelettgehalten größer 30% grundsätzlich von *günstig* auf *mittelmäßig* bzw. von *mittelmäßig* auf *ungünstig* verändert.

Im *Siedlungsbereich* und auf den *Weinbauflächen* wird unabhängig von Bodentyp und Bodenart grundsätzlich von *ungünstigen* Denitrifikationsbedingungen ausgegangen. Hintergrund der Modifikationen ist die Tatsache, dass für diese Böden eine ausreichende Wasserdurchlässigkeit und höhere Grundwasserflurabstände angenommen werden, so dass höhere Denitrifikationsraten nicht zu erwarten sind.

6.1.4.2 Denitrifikation für Waldflächen

Für Waldflächen wird die Denitrifikationsrate dagegen unter Verwendung des Critical-load-Konzeptes (siehe Kaiser & Gebel 2003, Nagel & Gregor 1999) nach folgender Gleichung bestimmt. Dafür werden neben der atmosphärischen Deposition N_{atm} , die Nettoaufnahme I_{uptake} (s. Tabelle 9), die Immobilisierungsrate I_{humus} (s. Tabelle 10) sowie ein Denitrifikationsfaktor f_{de} (s. Tabelle 12) berücksichtigt.

$$D_{soil} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = f_{de} \cdot (N_{atm} - I_{uptake} - I_{humus})$$

Tabelle 12: Ableitung des Denitrifikationsfaktors (mod. n. Nagel & Gregor 1999)

Bodenartengruppe	ss, ls, us, su, sl, lu	ll, tu	tl, ut, lt	Hn, Hh
Denitrifikationsfaktor f_{de}	0,1	0,2	0,3	0,8

6.1.5 Diffuser gelöster N-Austrag aus der Bodenzone

Auf den Hauptnutzungsformen *Acker*, *Grünland*, *Obstbau*, *Weinbau* und *Sonstige* wird der gelöste **N-Austrag** DN_{soil} unter Berücksichtigung der Zwischenbilanz (N_{sur-}

plus), der atmosphärischen Deposition N_{atm} und der Denitrifikationsrate D_{soil} wie folgt ermittelt:

$$DN_{soil} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = N_{surplus} + N_{atm} - D_{soil}$$

Für *Gewässerflächen* wird der N-Austrag der atmosphärischen Deposition gleichgesetzt.

Für *Waldflächen* wird der N-Austrag unter Berücksichtigung der N-Nettoaufnahmerate I_{uptake} , der N-Immobilisierungsrate I_{humus} und der Denitrifikationsrate D_{soil} wie folgt abgeleitet (nach Nagel & Gregor 1999):

$$DN_{soil} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = N_{atm} - D_{soil} - I_{uptake} - I_{humus}$$

Auf Flächen mit der Hauptnutzungsform *Siedlung* wird der N-Austrag nur für den unversiegelten Flächenanteil berechnet. Für den versiegelten Flächenanteil A_{seal} [%] wird eine Durchlässigkeit von 25% angenommen, die sich im Mittel der Durchlässigkeit unterschiedlicher Beläge ergibt (vgl. Sukopp & Wittig 1998).

$$DN_{soil} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = (N_{atm} - D_{soil}) \cdot \left(1 - \frac{(0,75 \cdot A_{seal})}{100} \right)$$

Die von versiegelten Flächenanteilen berechneten Frachten DN_{RS} gelangen über den diffusen Eintragspfad direkt ins Oberflächengewässer (siehe unten).

6.1.6 N-Einträge in die Oberflächengewässer von versiegelten Flächen

Die N-Einträge von versiegelten Flächen DN_{RS} berechnen sich analog zur Ableitung der P-Einträge von versiegelten Flächen.

Pfad Regenwasserkanal

Räumliche Modellebene: Raster

Eingangsdaten

- Exportkoeffizienten für N c_N [$kg N ha^{-1} a^{-1}$]
- Versiegelungsgrad A_{seal} [%]
- Durchlässigkeit der Versiegelung: 25%

Modell

$$DN_{seal} = c_N \cdot \left(\frac{A_{seal} \cdot 0,75}{100} \right) [kg N ha^{-1} a^{-1}]$$

Pfad Haushalte ohne Kanalanschluss

Räumliche Modellebene: variabel je nach Projektgebiet

Eingangsdaten

- Exportkoeffizienten für N c_{Ninh} [kg Einwohner⁻¹ a⁻¹]
- Einwohner n_{inh} [-]
- Anschlussgrad n_{STP} [%]
- Anteil der Einwohner ohne Kanalanschluss von den nicht angeschlossenen Einwohnern n_{wSTP} [%]
- Siedlungsfläche A_{urb} [ha]

Modell

$$DN_{seal} = \frac{c_{Ninh} \cdot n_{inh} \cdot \frac{100 - n_{STP}}{100} \cdot \frac{n_{wSTP}}{100}}{A_{urb}} \quad [\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

Pfad Bürgermeisterkanal

Räumliche Modellebene: variabel je nach Projektgebiet

Eingangsdaten

- Exportkoeffizienten für N c_{Ninh} [kg Einwohner⁻¹ a⁻¹]
- Einwohner n_{inh} [-]
- Anschlussgrad n_{STP} [%]
- Anteil der Einwohner ohne Kanalanschluss von den nicht angeschlossenen Einwohnern n_{wSTP} [%]
- Siedlungsfläche A_{urb} [ha]

Modell

$$DN_{seal} = \frac{c_{Ninh} \cdot n_{inh} \cdot \frac{100 - n_{STP}}{100} \cdot \frac{100 - n_{wSTP}}{100}}{A_{urb}} \quad [\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

Die Summe der flächenbezogen ermittelten Einzelpfade ergibt den diffusen N-Eintrag in die Oberflächengewässer DN_{RS} vom versiegelten Anteil der Siedlungsfläche.

6.1.7 Aufteilung des N-Austrags auf die Abflusskomponenten

Der leicht wasserlösliche **Nitrat-Stickstoff** ist aufgrund seiner hohen Mobilität extrem auswaschungsgefährdet. Seine Verlagerung in die Oberflächengewässer erfolgt aus der durchwurzelten Bodenzone über den Pfad der Versickerung (N-Eintrag im Sickerwasser DN_{SW} , den Dränabfluss DN_{RD} sowie den Oberflächenabfluss DN_{RO}). Die

gelösten N-Einträge über die verschiedenen Abflusspfade berechnen sich nach dem jeweiligen Anteil des Pfades an der Wasserbilanz.

$$DN_{SW} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = DN_{soil} \cdot \frac{SW}{(R - 0,75 \cdot RS)}$$

$$DN_{RD} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = DN_{soil} \cdot \frac{RD}{(R - 0,75 \cdot RS)}$$

$$DN_{RO} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = DN_{soil} \cdot \frac{RO}{(R - 0,75 \cdot RS)}$$

$$DN_{RI} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = DN_{soil} \cdot \frac{RI}{(R - 0,75 \cdot RS)}$$

$$DN_{RG} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = (DN_{SW} - DN_{RI}) \cdot r_{gw}$$

Die Aufteilung der Fracht im Sickerwasser DN_{SW} in den Eintrag über Zwischenabfluss DN_{RI} bzw. Grundwasserabfluss DN_{RG} erfolgt ebenfalls abflussanteilig. Bei der Berechnung von DN_{RG} werden zusätzlich die Verweilzeit und Denitrifikation im Grundwasserleiter einbezogen (Methodik zur Abschätzung siehe unten). Für Gewässerflächen wird angenommen, dass die N-Fracht ausschließlich über den Oberflächenabflusspfad emittiert wird. Eine mögliche Verlagerung von Stickstoff vom Gewässer ins Grundwasser wird damit nicht betrachtet.

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser C_{NO3SW} berechnet sich nach folgender Gleichung:

$$C_{NO3SW} [mg l^{-1}] = \frac{DN_{SW} \cdot 4,43 \cdot 100}{SW}$$

6.1.8 Verweilzeit und Denitrifikation im oberen Grundwasserleiter

In Folge von Denitrifikationsprozessen während der Abflusspassage im Grundwasserleiter werden die bisher betrachteten flächenbezogenen Emissionen nachweisbar reduziert. Im Modul N-BILANZ wird eine Bestimmung der Denitrifikationsleistung r_{gw} im oberen Grundwasserleiter (Grundwasserabflusspfad) in Abhängigkeit von der grundwasserführenden Gesteinseinheit vorgenommen. Unter Berücksichtigung der Halbwertzeit der Denitrifikation sowie der Grundwasserverweilzeit kann sich die über den Grundwasserabfluss ins Oberflächengewässer eingetragene N-Fracht dabei erheblich verringern. Die Betrachtung von Fließwegen sowie die Berechnung von Abstandsgeschwindigkeiten kann im Rahmen der Modellierung für Gebiete im Lockergesteinsbereich vollzogen werden. Die Gesamtverweilzeit und -retention der pro Rasterzelle in den Grundwasserleiter eingetragenen Fracht ergibt sich dann aus dem Integral von Verweilzeit und Halbwertzeit der Denitrifikation aller am Fließweg beteiligten Rasterzellen bis hin zum Übertritt ins Oberflächengewässer (siehe Abbildung 9). Für Aquifere in Festgesteins- und Übergangsbereichen wird aufgrund der komplizierteren Hydraulik auf die Berechnung von Fließwegen und Verweilzeiten verzichtet. Die in den Grundwasserleiter eingetragene Fracht reduziert sich in Abhängigkeit ei-

ner pauschal eingesetzten Verweilzeit bzw. Halbwertzeit der Denitrifikation (siehe Tabelle 13 und Tabelle 14).

6.1.8.1 Aquifere im Bereich Festgestein und Locker- über Festgestein

Für Festgesteins- und Übergangsbereiche (Locker- über Festgestein) wird auf Schätzwerte der Denitrifikationsbedingungen und Grundwasserverweilzeiten zurückgegriffen werden. Eine beispielhafte Regionalisierung der auf Arbeiten von Wendland & Kunkel (1999) bzw. Kunkel & Wendland (1999) basierenden Modellvorstellung für die Verhältnisse in Sachsen erfolgte durch Ullrich (2006) anhand des hydrochemischen Milieus im Grundwasser sowie vorliegender Isotopen- und Literaturdaten zu dessen Altersbestimmung (u.a Schwarze 2004) (Tabelle 13, Tabelle 14).

Der Faktor r_{gw} wird wie folgt in Abhängigkeit von der Halbwertzeit der Denitrifikation sowie der Grundwasserverweilzeit t_{gw} (oberer GWL) ermittelt (Wendland & Kunkel 1999, Wendland 1992):

für günstige bis eingeschränkte Denitrifikationsbedingungen:

$$r_{gw} = \exp(-0,267 \cdot t_{gw})$$

für ungünstige Denitrifikationsbedingungen:

$$r_{gw} = \exp(-0,034 \cdot t_{gw})$$

für unbedeutende Denitrifikationsbedingungen:

$$r_{gw} = \exp(-0,02 \cdot t_{gw})$$

Tabelle 13: Ableitung der Denitrifikationsbedingungen im oberen GWL, Bsp. Sachsen

Grundwasserführende Gesteinseinheit	Halbwertzeit der Denitrifikation [a]	Hydrochemische Milieubedingungen	Denitrifikationsbedingungen
Quartäres und tertiäres Lockergestein, Quartäre Talfüllungen	ca. 1,2 bis 4	überwiegend reduzierend, nitratabbauend	günstig bis eingeschränkt
Locker- über Festgestein	ca. 20	oxidierend / reduzierend, gering nitratabbauend	ungünstig
Kalkstein, Konglomerat, Metamorphit, Plutonit, Vulkanit, Sandstein, Schluff- u. Tonstein	ca. 35	oxidierend, nicht nitratabbauend	unbedeutend

Tabelle 14: GW-Verweilzeiten im Festgestein- bzw. Locker- über Festgestein Sachsens

Grundwasserführende Gesteinseinheit / Bodentyp	geschätzte mittlere Grundwasserverweilzeit [a]
Sandstein	20
Locker- über Festgestein	15
Metamorphit, Plutonit	7
Vulkanit	6,5
Kalkstein, Konglomerat, Schluff- u. Tonstein, Quartäre Talfüllungen	5
Bodentypen G#, GG-##, A#, HN	1

6.1.8.2 Aquifere im Lockergesteinsbereich

Grundlage der Berechnung bildet das von Uhlig (2008) entwickelte Kompartimentmodell in Anlehnung an die WEKU-Modellvorstellung (Kunkel & Wendland 1999) unter Nutzung des Multiple Flow-Ansatzes (Abbildung 9).

Notwendige Eingangsdaten sind regionalisierte Durchlässigkeitsbeiwerte aus der HÜK 200, ein Grundwassergleichenplan des potentiellen oberen Grundwasserleiters, die Wasserrahmenrichtlinien-relevanten Fließgewässer sowie ein digitales Höhenmodell der Geländeoberfläche.

Aus diesen Daten wird ein räumlich differenziertes, auf der Abstandsgeschwindigkeit basierendes, Geschwindigkeitsfeld des potenziellen oberen Grundwasserleiters aufgebaut und die Fließwege und Frachtweitergaben für jede Rasterzelle bestimmt. Die Exfiltrationsbereiche in die Oberflächengewässer werden über die Differenzbildung eines Höhenmodells der Geländeoberfläche und der Grundwasserdruckoberfläche ermittelt. Die Weitergabe der aus dem Modell STOFFBILANZ berechneten rasterbezogenen Grundwasserneubildung und Nitratfracht zu den Exfiltrationsbereichen erfolgt bis zum Erreichen eines stationären Zustandes.

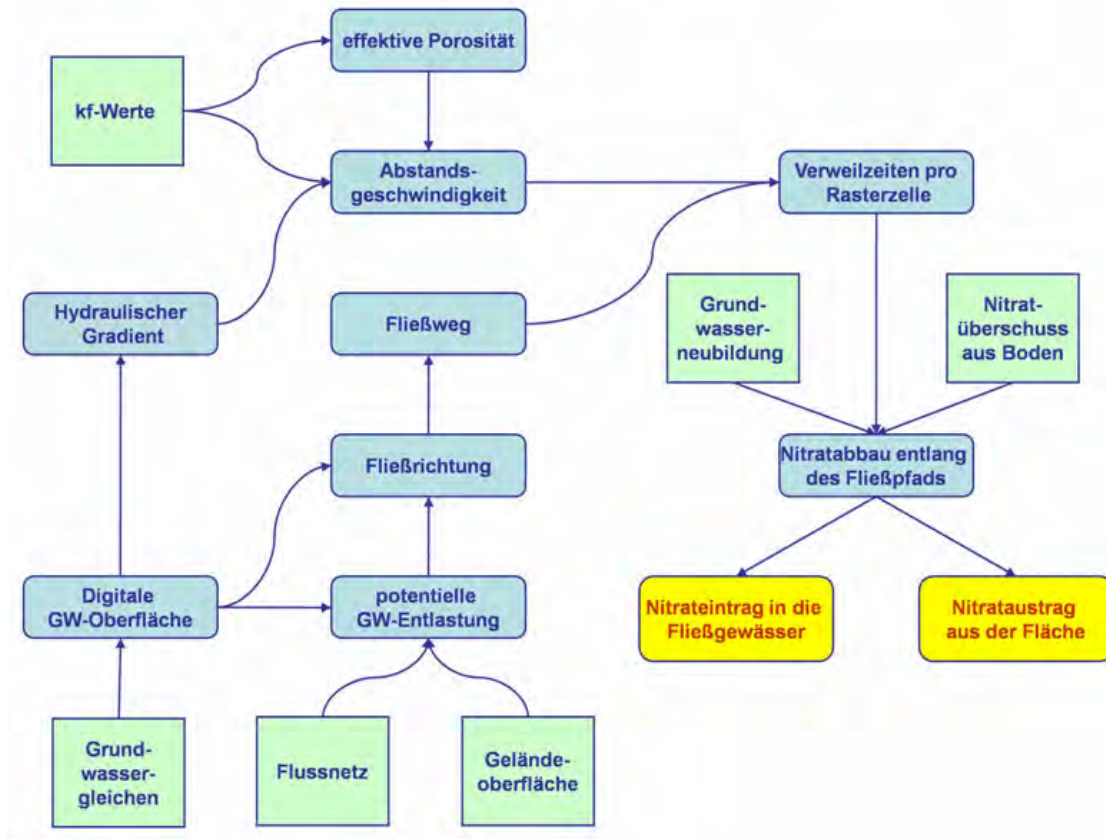


Abbildung 9: Ableitung von GW-Verweilzeit und Nitratabbau im Lockergesteinsbereich

Die Denitrifikation wird über einen Abbau erster Ordnung simuliert. Aus Messwerten der Grundwasserbeschaffenheit kann im Sinne von Wendland (1992) ein anoxisches, die Denitrifikation begünstigendes Milieu ab einer Tiefe von ca. 8 m unterhalb der mittleren Grundwasserdruckoberfläche beobachtet werden. Daraufhin wird die Abbaukonstante einheitlich mit $0,267/a$ angenommen. Die Höhe der Denitrifikation ist neben der Abbaukonstante entscheidend von der Verweilzeit entlang des Grundwasserpfades abhängig.

Die analytische Umsetzung des Transportmechanismus wird durch den Multiple Flow-Algorithmus (MFA) realisiert, welcher mit dem in der Isotopenhydrogeologie bekannten Black Box-Modell des Piston-Flows gekoppelt wird. Beim MFA-Algorithmus splittet sich der Abfluss aus der Zelle je nach der anteiligen Größe des Gradienten zu den Nachbarzellen in verschiedene Richtungen auf. Das erstellte Modell wird an das Stoffhaushaltsmodell STOFFBILANZ gekoppelt, um die notwendigen flächendifferenzierten Eingangsdaten zur Grundwasserneubildung und zu den Nitratreinträgen in das Grundwasser zu erhalten.

Im Verbund mit dem Modell STOFFBILANZ kann somit die grundwasserbürtige Belastung der Fließgewässer mit Nitrat unter Berücksichtigung der Fließwege, Aufenthaltszeiten und Nitratabbauraten quantifiziert werden.

Die Ausweisung von Gebieten, die mit einem Risiko für den Nitrataustrag in die Oberflächengewässer behaftet sind, erfolgt durch die **emissionsseitige** Berechnung (Abbildung 10). Entlang des Grundwasserpfs unterliegen die in das Grundwasser ausgewaschenen Nitratüberschüsse der autotrophen und/oder heterotrophen Denitrifikation.

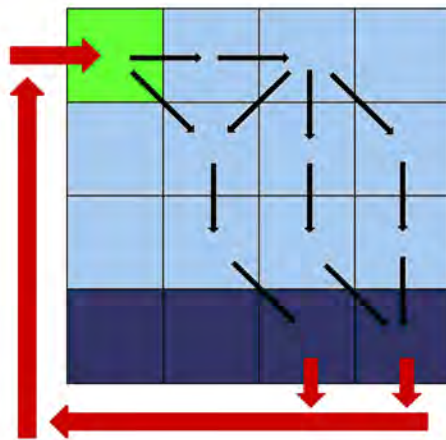


Abbildung 10: Schema der emissionsseitigen Berechnung (aus Uhlig et al. 2010)

Beim emissionsseitigen MFA erfolgt die Weitergabe für jede Ausgangszelle einzeln, ohne dass es zu einer Vermischung mit den Frachten der umgebenden Zellen kommt. Für einen kleinen Ausschnitt verdeutlicht die Abbildung 6 das Vorgehen zur Bestimmung von Austrägen in die Oberflächengewässer. Betrachtet wird die Ausgangszelle in der linken oberen Ecke. Von hier aus splittet sich die weitergegebene Fracht anteilig nach den Gradienten zu den Nachbarzellen auf. Es wird deutlich, dass entlang der Fließwege Verzweigungen und Zusammenflüsse und damit auch unterschiedlich lange Verweilzeiten des Wassers einer Ausgangszelle auftreten können. Somit wird die von Zelle zu Zelle weitergegebene Nitratfracht durch die Aufteilung und den Abbau immer kleiner. Die Nitratfracht, die letztlich in den Flusszellen ankommt, wird aufsummiert und als Emissionswert in die Ausgangszelle zurückgeschrieben. Ohne die Simulation eines Nitratabbaus würde die Aufsummierung der in die Flusszellen gelangten Nitratfrachten der Ausgangsfracht entsprechen. Durch die Verzweigung der Fließwege muss für jede Ausgangszelle ein stationärer Zustand der Frachtweitergabe berechnet werden, welcher gleichzeitig das Abbruchkriterium darstellt, um mit der Berechnung für die nächste Ausgangszelle zu beginnen. In den entlastenden Flusszellen erfolgt der Abbau mit der halben Verweilzeit.

Anhand der **immissionsseitigen** Berechnung werden Aussagen zu den Nitratreinträgen in die Zellen und im speziellen in die Flusszellen möglich. Um Eintragskonzentrationen in die Flüsse anzugeben, muss neben der Nitratfracht auch die im Modell STOFFBILANZ ermittelte Grundwasserneubildung in einer horizontalen Bewegung weitergegeben werden. Mit den errechneten Eintragskonzentrationen kann der Mo-

Ansatz an Oberflächengewässermessstellen in grober Näherung auf Plausibilität überprüft werden.

In Abbildung 11 wird das Prinzip bezogen auf die Stoffweitergabe entlang einer Grundwasserdruckoberfläche für eine durch Grundwasserzufluss gekennzeichnete Flusszelle verdeutlicht.

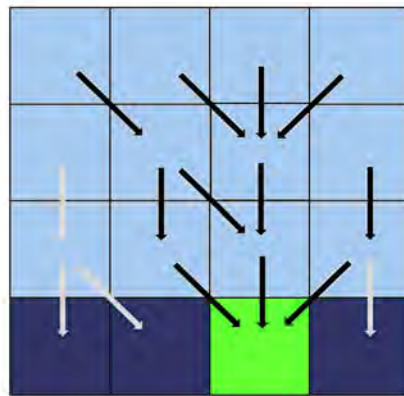


Abbildung 11: Schema der immissionsseitigen Berechnung (aus Uhlig et al. 2010)

6.1.9 Diffuser gelöster N-Eintrag

Der gesamte gelöste N-Eintrag DN_R aus diffusen Quellen spiegelt die Summe aus den jeweiligen N-Einträgen über die einzelnen Abflusskomponenten unter Berücksichtigung der Denitrifikation im Grundwasserleiter wider.

$$DN_R [kg N ha^{-1} a^{-1}] = DN_{RO} + DN_{RS} + DN_{RD} + DN_{RI} + DN_{RG}$$

6.1.10 Diffuser partikelgebundener N-Eintrag

Neben dem gelösten N-Eintrag LN_r kann es in geringem Umfang auch zur partikelgebundenen Verlagerung von Stickstoff in Folge von Bodenabtragsereignissen kommen. Eine entsprechende Quantifizierung dieser Einträge ins Oberflächengewässer erfolgt in Kombination mit dem Modul BODENABTRAG. Der partikuläre N-Eintrag PN_{SE} berechnet sich unter Berücksichtigung des Bodenstickstoffgehalts N_t und des Sedimenteintrages SE . Der Bodenstickstoffgehalt wird programmintern aus dem Humusgehalt (Oberboden) berechnet.

$$PN_{SE} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = \frac{N_t \cdot SE}{3000}$$

6.1.11 Diffuser N-Gesamteintrag

Der Gesamtstickstoffeintrag aus diffusen Quellen TN_{diff} wird abschließend als Summe von gelöster und partikulär gebundener Fracht berechnet:

$$TN_{diff} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = PN_{SE} + DN_R$$

6.2 Punktuelle Einträge

Die Quantifizierung der punktuellen N-Einträge TN_{point} in die Gewässer erfolgt außerhalb des Moduls N-BILANZ auf Grundlage der vorliegenden Daten zu den kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern und Abwassereinleitungen.

7 Langfristige Nährstoffretentionen in Oberflächengewässern

Der Transfer von Phosphor (P) und Stickstoff (N) in Einzugsgebieten setzt sich aus verschiedenen, voneinander abhängigen Prozessen zusammen, deren Verständnis für die Nährstoffdynamik und die abzuleitenden Managementstrategien von Bedeutung ist. Die Anteile der einzelnen diffusen und punktuellen Quellen an der gesamten Nährstoffbilanz sind von Einzugsgebietseigenschaften, Hydrologie und anthropogenen Belastungen abhängig. Die grundlegenden Transferprozesse von gelösten und partikulär gebundenen Nährstoffen sind die Mobilisierung und Verlagerung während Starkregenereignissen mit dem Oberflächenabfluss infolge von Bodenerosion (Sharpley et al. 1999), die Verlagerung über Makroporen (Bundt 2000, Heathwaite u. Dils 2000), Dränagen und Interflow / Grundwasser (Kronvang et al. 1997, Pudenz 1998, Chapman 2001, Jonge et al. 2004), die Ufererosion (Sekely et al. 2002, Zaimes et al. 2005, Koch 2007), die Resuspension von Sedimenten im Gewässerbett (Bowes et al. 2003), die Desorption aus Sedimenten im Gewässer (Mulholland 1992, Schulz et al. 2008), gewässerinterne biologische Umsatzprozesse (Boulton et al. 1998, Jin et al. 2007) sowie der Eintrag über Punktquellen.

P und N unterliegen in Fließgewässern einer räumlichen und zeitlichen Dynamik sowie Transformation (nutrient spiralling concept, Newbold et al. 1983). Eine Vielzahl physikalischer und biogeochemischer Faktoren und Landnutzungseffekte beeinflussen das Prozessgeschehen, Konzentrationen und Frachten (u.a. Withers u. Jarvie 2008). Zeitlich und/oder räumlich hoch aufgelöste Studien zeigen die Abhängigkeit und die Variabilität des Nährstoffumsatzes in Fließgewässern von vorangegangenen und aktuellen Bedingungen (Bowes et al. 2005). Beispielsweise verursacht die innerjährige Variation von Hydrologie und biologischer Aktivität saisonale Schwankungen der temporären P-Retention (de Klein 2008). Deposition von Sediment im Überflutungsbereich führt zur Entwicklung von Auen und damit zur langfristigen Retention der partikulär gebundenen Nährstoffe (Auerswald 1997, van der Lee et al. 2004). Mittlere, langjährige Analysen zeigen hingegen, dass Emission und Immission in etwa gleich sind (Guhr u. Meissner 2000, Demars et al. 2005, Haggard u. Sharpley 2007).

Auf Grund der Komplexität und der raum-zeitlichen Variabilität der Prozesse sind großräumige Einzugsgebietsmodelle nur eingeschränkt in der Lage, den Nährstofftransport im Fließgewässer adäquat abzubilden. Ein häufig genutzter Ansatz verwendet die statistischen Zusammenhänge zwischen der Emission aus Einzugsgebieten in die Gewässer und der hydraulischen Belastung (Behrendt u. Opitz 2000, de Klein 2008). Auf Grund der einfühlend dargelegten Vielfältigkeit, Variabilität und Interdependenz von Prozessen, Einzugsgebietseigenschaften und Stoffeinträgen ist ein vorrangiges Forschungsziel die Fragestellung, ob und inwieweit eine makroskalige deterministische Modellbildung robust und übertragbar ist, wie Ergebnisse aus Feldstudien und mikroskaligen Modellen übertragen werden können und welche Parameter für die Meso-/ Makroskala geeignet sind (s.a. Marcé u. Armengol 2009).

Für das Modell **STOFFBIANZ** erfolgte die Implementierung von **neuen Algorithmen zur Modellierung der langfristigen, mittleren Retentionsleistung** von Fließgewässern. Die Parameteranforderungen sind relativ niedrig und können aus allgemein verfügbaren Daten abgeleitet werden. Die neuen Ansätze eignen sich grund-

sätzlich für eine mesoskalige Gewässergütemodellierung mit Fokus auf die langfristige Entwicklung. Ereignisbezogene Modellierungen sind nicht möglich.

Phosphorretention

7.1.1 Phosphorretention in Fließgewässern

Der P-Transfer im Fließgewässer umfasst eine Vielzahl von interagierenden biogeochemischen und physikalischen Prozessen, welche räumlich und zeitlich variabel auftreten. Die räumliche und zeitliche Dynamik von Transformation, Transport und Retention von P wird mit dem „nutrient spiralling concept“ beschrieben (Newbold et al. 1983). Im Fließgewässerlängsschnitt (river continuum) von der Quelle bis zur Mündung finden Veränderungen im Prozessablauf statt (z.B. Bowes et al. 2003).

Bezüglich ihrer Quellen-Senken-Funktion sind wichtige Fließgewässerprozesse im Folgenden aufgelistet (u.a. House 2002, Haggard u. Sharpley 2007, Withers u. Jarvie 2008).

(a) Senken

1. Deposition / Sedimentation von mit P angereichertem Sediment auf dem Gewässerbett;
2. Sorption von P an Sediment im Gewässerbett;
3. P-Aufnahme durch Makrophyten, Phytoplankton und Algen;
4. Fällungsreaktionen mit Calcit, Eisen und Hydroxiden im sauerstoffreichem Porenwasser (hyporheisches Interstitial).

(b) Quellen

1. Remobilisierung / Resuspension von mit P angereichertem Sediment aus dem Gewässerbett und dem Ufer (Ufererosion) bei Hochwasserereignissen;
2. Desorption und Lösung von P aus P-angereichertem Sediment;
3. Abbau organischer Substanz;
4. Lösungsreaktionen im sauerstoffarmen Porenwasser des Interstitials.

Die aufgeführten Prozesse sind in der Regel nur temporäre, kurz- bis mittelfristige Senken und Quellen, welche vor allem durch die Variabilität der hydrologischen Verhältnisse (Niedrigwasser, Hochwasser) kontrolliert werden. **Langfristige oder dauerhafte Retentionsprozesse finden hauptsächlich im Überflutungsbereich und im Standgewässer (Talsperren) statt** (Walling u. He 1994, Guhr u. Meissner 2000, Venterink et al. 2003, Withers u. Jarvie 2008). Der wesentliche Prozess ist hier die Sedimentation von Schwebstoffen und dem damit verbundenen partikulär gebundenem P. Solange aerobe Bedingungen vorherrschen, kann die Desorption von sedimentgebundenem P in das Freiwasser vernachlässigt werden (Schonlau 2007).

Der Immissionsansatz in **STOFFBILANZ** bildet die **mittlere, langfristige Sedimentation von Schwebstoffen** im Überflutungsbereich der Oberflächengewässer ab. Das an die Schwebstoffe partikulär gebundene P wird abgelagert und somit der transportierten Fracht im Gewässer entzogen. Vernachlässigt werden Sorption/Desorption im Überflutungsbereich, ebenso die Resuspension von Sediment und kurz- bis mittelfristige biologische Umsatzprozesse.

Die Ausdehnung der **Sedimentationsbereiche A_i** je OWK werden GIS-gestützt abgeleitet (z.B. Layer der Überflutungsbereiche, DHM, Bodenkarten). Mittlere jährliche, langfristige Sedimentationsraten s_i werden den LAWA-Fließgewässertypen zugeordnet. Für die untere Elbe wurden in Untersuchungen beispielsweise 1 mm a^{-1} ermittelt (z.B. Schwartz et al. 2004, Krüger et al. 2006). Untersuchungen zu Fließgewässern niederer Ordnung sind rar, deshalb wurden mittels Analogieschlüssen entsprechende Sedimentationsraten eingesetzt. Die Lagerungsdichte **SBD** wird einheitlich mit $1,5 \text{ g/cm}^3$ angenommen (Tabelle 15).

Tabelle 15: Beispielhafte Parametrisierung der LAWA-Fließgewässertypen für Sachsen

LAWA-Typ	Beschreibung	k_{ST}	s mm a^{-1}	SBD g/cm^3
5	Silikatische Mittelgebirgsbäche	20	0,1	1,5
5.1	Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	22	0,1	1,5
6	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	22	0,1	1,5
9	Silikatische Mittelgebirgsflüsse	28	0,1	1,5
9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges	28	0,1	1,5
10	Ströme des Mittelgebirges	30	0,1	1,5
14	Sandgeprägte Tieflandbäche	40	0,1	1,5
15	Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	40	0,5	1,5
16	Kiesgeprägte Tieflandbäche	35	0,1	1,5
17	Kiesgeprägte Tieflandflüsse	35	0,5	1,5
18	Löss - lehmgeprägte Tieflandbäche	35	0,1	1,5
20	Ströme des Tieflandes	40	1,0	1,5
11	Organisch geprägte Bäche	30	0,1	1,5
19	Fließgewässer der Niederungen	35	0,1	1,5

Über die Sedimentationsfläche, Lagerungsdichte und Sedimentationsrate wird je OWK eine mittlere jährliche Sedimentmenge, welche im Überflutungsbereich abgelagert werden kann, ermittelt. In Standgewässern wird pauschal von einem Schwebstoffrückhalt von 75 Prozent ausgegangen. Über ein Routing-Verfahren werden die OWK von der Quelle bis zur Mündung miteinander verknüpft, so dass die im Gewässer transportierte Schwebstofffracht in einem OWK sich aus der Summe der Schwebstoffeinträge der anliegenden OWK und der Einträge aus dem OWK selber ergeben. Diese Schwebstofffracht um den berechneten Sedimentrückhalt vermindert.

Die Schwebstofffracht selber setzt sich wie folgt zusammen:

- Sedimenteinträge infolge der Bodenerosion durch Wasser,

- Sedimenteinträge über Dränagen: angenommen wird, dass 50 % der P-Einträge partikulär gebunden erfolgen, entsprechende Sedimentmenge wird abgeleitet, P-Konzentration im Sediment: 1000 mg kg⁻¹,
- Sedimenteinträge von Siedlungsflächen und sonstigen Nutzungen werden mit 0,2 t ha⁻¹ a⁻¹ angesetzt (unteres Limit).

An die Schwebstofffracht ist eine spezifische, theoretische partikulär gebundene P-Menge gekoppelt. Diese wird aus folgenden Quellen zusammengesetzt:

- partikulär gebundenes P infolge der Sedimenteinträge durch Bodenerosion,
- 50 % der Einträge über Dränagen wird partikulär gebunden eingetragen,
- 50 % der diffusen Einträge von Siedlungen und sonstigen Nutzungen werden partikulär gebunden eingetragen.

Die im Überflutungsbereich zurückgehaltene langfristig mittlere, jährliche P-Menge ergibt sich aus der abgelagerten Sedimentmenge und der spezifischen partikulär gebundenen P-Konzentration im Sediment je OWK.

7.1.2 Phosphorretention für Standgewässer / Talsperren

Die Ermittlung der Retentionsleistung eines Standgewässers r_{res} erfolgt modifiziert nach Maniak (2005) mit dem Nettotransferkoeffizienten s_P für P, der mittleren Seetiefe z und der hydraulischen Verweilzeit τ :

$$r_{res} = \frac{s_P}{\left(s_P + \frac{z}{\tau}\right)}$$

In Maniak (2005) wird der P-Nettotransferkoeffizient mit 16 angegeben. Für die sächsischen Talsperren wurden in einer Belegarbeit Retentionsleistungen ermittelt (Frank 2007⁴). Der Faktor s_P wurde dann entsprechend optimiert, um die ermittelten Retentionsleistungen über die Formel berechnen zu können.

7.1.3 Rechenalgorithmus

Für jeden OWK wird eine spezifische Retentionsleistung ermittelt. Die Fracht eines einzelnen OWK L_i setzt sich aus der eigenen Emission TP_i multipliziert mit der spezifischen Retentionsleistung r und der Summe der Immissionen der anliegenden Oberlieger-OWK L_j multipliziert mit r zusammen:

$$L_{i,P} = (TP_{diff, point, i} + \sum L_j) \times (1 - r)$$

4 Frank, S. (2007): Ermittlung und Auswertung von Stofffrachten gemäß der LAWA- Empfehlung an Zu- und Abflüssen ausgewählter Talsperren und Analyse der abflusskorrigierten Standardmethode. Belegarbeit TU Dresden, Inst. f. Geographie.

7.1.4 Einschränkungen und Grenzen

Das Verfahren bildet die langfristige, mittlere Retention von Sediment und partikulär gebundenem P in Überflutungsbereichen ab. Kurz- und mittelfristige Prozesse im Fließgewässer werden nicht berücksichtigt. Ebenfalls vernachlässigt werden eine Limitierung der partikulären P-Konzentration im Schwebstoff (Reduzierung der Retentionsleistung) und mittlere Transferraten für die Sorption / Fällung von P im Fließgewässer (Erhöhung der Retentionsleistung). Die **Ufererosion** als ein wesentlicher potenzieller Schwebstofflieferant findet ebenso keinen Eingang in das Modell.

7.2 Stickstoffretention

7.2.1 Stickstoffretention für Fließgewässer

Der wesentlichste Retentionsmechanismus im Oberflächengewässer für Stickstoff ist die mikrobiologische Denitrifikation im Bereich der Kontaktzone zwischen Freiwasser und Gewässerbettssediment (benthische Zone). Steuerungsfaktoren beziehen sich damit vor allem auf hydraulische und biologische Eigenschaften des Gewässers. In Anlehnung an das Nutrient Spiralling – Konzeptes (Stream Solute Workshop, 1990) erfolgt die Modellierung der Retentionsleistung r_{riv} eines Gewässerabschnittes in Abhängigkeit einer zeitspezifischen N-Aufnahmerate k_t (biologischer Aspekt) und der Aufenthaltszeit τ (hydraulischer Aspekt) wie folgt:

$$r_{riv} = 1 - \exp(-k_t \cdot \tau)$$

Die Aufenthaltszeit τ ergibt sich aus der Länge eines Gewässerabschnittes l und der mittleren Fließgeschwindigkeit v mit

$$\tau = \frac{l}{v}$$

Die Fließgeschwindigkeit wird nach einem vereinfachten Verfahren, beschrieben in Mischke et al. 2005, in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten I , des Durchflusses Q , der Gewässerbreite w und dem Manning-Strickler-Beiwert k_{ST} ermittelt:

$$v = k_{ST} \cdot \left(\frac{Q}{(k_{ST} \cdot w \cdot \sqrt{I})} \right)^{\left(\frac{2}{5}\right)} \cdot \sqrt{I}$$

Die Ermittlung der zeitspezifischen N-Aufnahmerate erfolgt in Abhängigkeit vom Durchfluss nach Angaben in der Literatur (Wollheim et al. 2006). Je höher der Durchfluss ist, desto geringer ist die Aufnahmerate ausgeprägt. Der Hintergrund für diese Annahme ist, dass bei höheren Durchflüssen das Verhältnis zwischen der Kontaktzone Sediment – Freiwasser und der Durchflussmenge ungünstiger wird.

Die Gewässerlänge wird GIS-technisch für jeden einzelnen Oberflächenwasserkörper (**OWK**) ermittelt. Der Abfluss in einem OWK ergibt sich aus seinem Einzugsge-

biet als die Summe der Abflüsse aller zugehörigen OWK. Der Manning-Strickler-Beiwert wird entsprechend den einschlägigen Werken den LAWA-Fließgewässertypen zugeordnet. Eine mittlere Gewässerbreite wird der Gewässerstrukturgütekartierung entnommen.

7.2.2 Stickstoffretention für Standgewässer / Talsperren

Die Ermittlung der Retentionsleistung eines Standgewässers r_{res} erfolgt wie bisher auch nach Maniak (2005) mit dem Nettotransferkoeffizienten s_N für N, der mittleren Seetiefe z und der hydraulischen Verweilzeit τ :

$$r_{res} = \frac{s_N}{\left(s_N + \frac{z}{\tau}\right)}$$

7.2.3 Rechenalgorithmus

Für jeden OWK wird eine spezifische Retentionsleistung ermittelt. Die Fracht eines einzelnen OWK L_i setzt sich aus der eigenen Emission TN_i multipliziert mit der spezifischen Retentionsleistung r und der Summe der Immissionen der anliegenden Oberlieger-OWK L_j multipliziert mit r zusammen:

$$L_{i,N} = (TN_{diff, point, i} + \sum L_j) \times (1 - r)$$

In einem speziellen Routingverfahren erfolgt die Verknüpfung der OWK von der Quelle bis zur Mündung.

7.2.4 Einschränkungen und Grenzen

Die mittlere Aufenthaltszeit als wesentlicher hydraulischer Faktor ist von der Breite und Länge des Gewässerabschnittes, dem Durchfluss und dem Manning-Strickler-Beiwert abhängig. Diese werden als mittlere Werte für einen OWK angegeben.

Der biologisch determinierte Parameter N-Aufnahmerate k_t wird in Abhängigkeit vom Durchfluss aus der Literatur abgeleitet. Naturraum- und gewässerspezifische Eigenschaften werden vernachlässigt. Weiterhin werden im Augenblick die Abhängigkeit der Aufnahmerate von der N-Konzentration im Gewässer, von einer spezifischen maximalen Aufnahmerate und von der Wassertemperatur nicht berücksichtigt. Die Implementierung dieser Faktoren könnte insbesondere eine Modellierung von punktuellen Einträgen belastbarer gestalten und gewässerspezifische Besonderheiten berücksichtigen.

8 Maßnahmenabbildung / Szenarien

Das Modell STOFFBILANZ bietet eine Vielzahl von Möglichkeiten, um Parameter im Sinne einer gezielten Maßnahmenableitung zu modifizieren bzw. darauf aufbauend eigene Szenarien zu entwickeln, abzulegen und graphisch und statistisch auszuwerten (z.B. über die automatisierte Erstellung von Differenzkarten). Im Folgenden werden einige im Modell implementierte Optionen für Szenarien und zu modifizierende Steuerparameter aufgelistet (Tabelle 16). Detailliertere Ausführungen sind über die Programmentwickler erhältlich.

Tabelle 16: Szenariooptionen im Modell STOFFBILANZ (Beispiele)

Zielgröße	Steuerparameter
Diffuse Stoffeinträge	
Bodenabtrag / Sedimenteintrag / PP_{SE} / DN_{SE}	Mulchsaat / Direktsaat
	Zwischenfrucht / Untersaat
	Fruchtfolgegestaltung
	Verkürzung Hanglänge
	Saumstrukturen
	Flächennutzungswandel
gelöster N-Eintrag DN	Zwischenfrucht / Untersaat
	Mineraldüngung / Wirtschaftsdüngung
	Fruchtfolgegestaltung
N-Humusan- / abreicherung	Temperatur (Kimawandel)
	Viehbesatz
	Behandlung Nebenprodukt
	Management Gärreste (NaWaRo)
Diffuse Stoffeinträge von versiegelten Flächen	
gelöster P-Eintrag DP / gelöster N-Eintrag DN	Anschlussgrad an öffentl. Abwasserbehandlung
	Anteil EW mit KKA mit Direkteinleitung in Oberflächengewässer bzw. Untergrundverrieselung / Flächenversickerung
	P-Elimination für KKA
	Neubau öffentl. Kläranlage
Punktuelle Stoffeinträge	
Kläranlagen	Ausbaustufe
Demographischer Wandel	Bevölkerungsrückgang

9 Literaturverzeichnis

- Ad-hoc-AG Boden (2003): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., Hannover.
- Ad-hoc-AG Boden (2003): Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsverfahren zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Ergänzungsblatt zu Kennwert 4.6 Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover.
- Akkermann, M. (2004): Beurteilung des Einflusses einer angepassten Ackernutzung auf den Hochwasserabfluss. Diss., Hannover.
- Albrecht, K., Grunewald, K., Halbfaß, S. (2002): Untersuchungen von Phosphoreinträgen aus Siedlungsgebieten in Oberflächengewässer, *Geoöko*, 23 (4), p.269-277.
- Arman, B.; Billen, N.; Häring, G. (2002): Ein Nährstoff macht sich vom Acker. Ökologische und betriebswirtschaftliche Bewertung von Nitratverlusten und Maßnahmen zu deren Verminderung, In: Selbstverlag, Uni Hohenheim.
- Auerswald, K. (1988): Predicting nutrient enrichment from long term average soil loss, *Soil Techn.*, 2, p.271-277.
- Auerswald, K. (1997): Feststofftransport in Fließgewässern. . In: Blume H.-P.; Felix-Henningsen P.; Fischer W.R.; Frede H.-G.; Horn R. Stahr K. (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*, ecomed, Landsberg/Lech, 3. Erg. Lfg., 12 S.
- Auerswald, K. (2000): Bodenerosion - Ursachen, Schutzmassnahmen und Prognose, Vorsorgender Bodenschutz, Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, p.17-26.
- Auerswald, K. (2002): Schätzung des C-Faktors aus Fruchtartenstatistiken für Ackerflächen in Gebieten mit subkontinentalem bis subatlantischem Klima nördlich der Alpen, *Landnutzung Landentwicklung*, 43, p.1-5.
- Auerswald, K. & Schwertmann, U. (1988): Modelle zur Erosionsvorhersage als Entscheidungsgrundlage des Bodenschutzes. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G., Harreß, H.M. [Hrsg.]: *Bodenschutz*, Berlin, Erich Schmidt Verlag.
- Auerswald, K., Weigand, S., (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. *VDLUFA-Schriftenreihe* 50/1999.
- Bach, M., Grimm, M, Frede, H.G. (2003): Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für Gemeinden – Beispiel Hessen. In *Wasser & Boden*, 55/7+8, 120-126.
- BAW (2005): Phosphataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberösterreich. Endbericht, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Wien.
- Behrendt, H., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., Uebe, R. (2002): Estimation of the nutrient inputs into river systems- experiences from German rivers. In: *Regional Environmental Changes* 3, 107-117.
- Behrendt, H.; Bach, M.; Huber, P. et al. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, Umweltbundesamt, Berlin.
- Behrendt, H.; Opitz, D. (2000): Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydrolic load. *Hydrobiol.*, 410, 111-122.

- Bohner, A. (2008): Phosphor-Pools und Phosphor-Verfügbarkeit im Grünlandboden als Basis für Phosphor-Düngeempfehlungen. Umweltökologisches Symposium, 4./5. März 2008, Raumberg-Gumpenstein, Irdning.
- Bohner, A.; Eder, G.; Schink, M. (2007): Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, 17./18. April 2007, Irdning, Österreich.
- Boulton, A.J.; Findlay, S.; Marmonier, P.; Stanley, E.H.; Valett, H.M. (1998): The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 29, 59-81.
- Bowes, M.J.; House, W.A.; Hodgkinson, R.A. (2003): Phosphorus dynamics along a river continuum. *Sci. Tot. Environ.*, 313, 199-212.
- Bowes, M.J.; House, W.A.; Hodgkinson, R.A.; Leach, D.V. (2005): Phosphorus-discharge hysteresis during storm events along a river catchment: the River Swale, UK. *Wat. Res.*, 39, 751-762.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Gate, P., Devienne, F., Antonioletti, R., Durr, C., Nicoulaud, B., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Richard, G., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M. and Delécolle, R. (1998): STICS : a generic crop simulation model with water and nitrogen balance. Application to wheat and maize. I. Theory and parameterization. *Agronomie*, 22, 1, pp. 69-92.
- Bundt, M. (2000): Highways Through the Soil. Properties of Preferential Flow Paths and Transport of Reactive Compounds. Diss., ETH Zürich.
- Carter, J., Owens, P.N., Walling, D.E., Leeks, G.J.L. (2003): Fingerprinting suspended sediment sources in a large urban river system, *The Science of the Total Environment*, 314-316, p.513-534.
- Chapman, A.S.; Foster, I.D.L.; Lees, J.A.; Hodgkinson, R.A.; Jackson, R.H. (2001): Particulate phosphorus transport by sub-surface drainage from agricultural land in the UK. Environmental significance at the catchment and national scale. *Sci. Tot. Environ.*, 266, 95-102.
- COST Action 869 (2006): Mitigation Options for Nutrient Reduction in Surface Water and Groundwaters, 164th CSO Meeting 29-30 March 2006, Proposal for a new COST Action.
- Demars, B. O. L.; Harper, D. M.; Pitt, J.-A.; Slaughter, R. (2005): Impact of phosphorus control measures on in-river phosphorus retention associated with point source pollution. *Hydrol. Earth Sys. Sci.*, 9, 43–55.
- Diepolder, M.; Raschbacher, S. (2007): Untersuchungen zur Stickstoff-, Phosphor- und Schwefelbelastung des Sickerwassers unter Dauergrünland. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, 17./18. April 2007, Irdning, Österreich.
- Diepolder, M.; Raschbacher, S.; Ebertseder, T. (2005): P-Austrag aus Drainagen unter Wirtschaftsgrünland. *SuB Heft 12/05*, Seite III 6-11.
- Djodjic, F.; Börling, K.; Bergström, L. (2004): Phosphorus Leaching in Relation to Soil Type and Soil Phosphorus Content. *J. Environ. Qual.* 33:678–684.

Duttmann, R. (1999): Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften. Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte, Geosynthese 10, Universität Hannover.

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 22.12.2000 L 327/1.

Freistaat Sachsen (1999): Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 3 – Bodennessprogramm, Bodennessnetz Raster 4 km x 4 km, Materialien zum Bodenschutz,

Freistaat Sachsen (2004): Landwirtschaftlicher Bodenschutz. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 10 – 9. Jahrgang 2004.

Galler, J. (2006): Phosphat – Düngung und Eutrophierung. Landwirtschaftskammer Salzburg, 32p.

Gauger, T., Anshelm, F., Schuster, H., Erisman, J.W., Vermeulen, A.T., Draaijers, G.P.J., Bleeker, A., Nagel, H.D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels, Final Report on behalf of Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin. BMU/UBA FE-No 299 42 210. Part 1: Deposition Loads 1990-1999.

Gauger, T.; Haenel, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Bleeker, A.; Erisman, J.W.; Vermeulen, A.T. (2008): National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects), Teil 1: Deposition Loads: Methoden, Modellierung und Kartierungsergebnisse, Trends. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Abschlußbericht, FKZ 204 63 252, UBA, Dessau.

Gebel, M. (2003): Die Berücksichtigung von N-Umsatzprozessen auf Ackerflächen bei der Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in Flussgebieten mit dem Modell STOFFBILANZ, Geoöko, 24 (3-4), p.249-259.

Gebel, M., Halbfaß, S., Grunewald, K., Kaiser, M., Bürger, S. (2007): STOFFBILANZ – Modellerläuterung. Adresse: <http://www.stoffbilanz.de>

Gebel, M., Kaiser, M., Korte, S., Lambrecht, H., Finck, M. (2005): Calculation of diffuse seepage loads of nitrogen in the Upper Rhine valley using the STOFFBILANZ model, In: EWRA 6th International Conference: Sharing a common vision of our water resources, Conference Proceedings, 1-20.

Ghadiri, H. & Rose, C.W. (1991a): Soil processes and chemical transport. Sorbed chemical transport in overland flow. 1. A nutrient and pesticide enrichment mechanism, J. Environ. Qual., 20, p.628-633.

Ghadiri, H. & Rose, C.W. (1991b): Soil processes and chemical transport. Sorbed chemical transport in overland flow. 2. Enrichment ratio variation with erosion process, J. Environ. Qual., 20, p.634-641.

- Guhr, H.; Meissner, R. (2000): Phosphorumsatz und -retention in Fließgewässern. DBG, Bd. 92, 163-166.
- Haggard, B.E.; Sharpley, N. (2007): Phosphorus Transport in Streams: Processes and Modeling Considerations. In: Radcliffe, D.E.; Cabrera, M.L. (Ed.)(2007): Modeling Phosphorus in the Environment. CRC Press, Boca Raton, pp. 105-130.
- Halbfaß (2005): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter besonderer Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen, TU Dresden, Beiträge zur Landschaftsforschung, Bd. 1, Rhombos-Verlag, Berlin.
- Halbfass, S. (2005): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Diss., Rhombos-Verlag, Bd. 1, Berlin.
- Halbfaß, S. & Grunewald, K. (2004): Räumliche Variabilität der Phosphorgehalte im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Flächen in kleinen Einzugsgebieten, J. Plant Nutr. Soil Sci., 166, p.197-203.
- Halbfaß, S. & Grunewald, K. (2006): Abschätzung potenzieller Herkunftsflächen von erosionsbedingten Stoffeinträgen in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab, Wasserwirtschaft, 12, p.28-32.
- Halbfaß, S. & Grunewald, K. (2008): Ermittlung räumlich verteilter Sediment Delivery Ratio zur Modellierung von Sedimenteinträgen in Fließgewässer im mittleren Maßstab, Wasserwirtschaft, 3, p.31-35.
- Heathwaite, A.L.; Dils, R.M. (2000): Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathway. Sci. Tot. Environ., 251/252, 523-538.
- Hirt, U., Burghard, C.M., Hammann, T. (2005): Proportions of subsurface drainage areas - methodological study in the Middle Mulde catchment (Germany), J. Plant Nutr. Soil Sci., 168, p.375-385.
- House, W.A. (2002): Geochemical cycling of phosphorus in rivers. App. Geochem., 18, 739-748.
- Huber, B.; Winterhalter, M.; Mallen, G.; Hartmann, H.P.; Gerl, G.; Auerswald, K.; Priesack, E.; Seiler, K.-P. (2005): Wasserflüsse und wassergetragene Stoffflüsse in Agrarökosystemen. In: Osinski et al. (2005). Landwirtschaft und Umwelt – ein Spannungsfeld. FAM, München.
- Hülsbergen, K.J. & Diepenbrock, W. (1997): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. In: DBU [Hrsg.]: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen, 159-185, Zeller Verlag, Osnabrück.
- Jedele und Partner GmbH (2007): Ermittlung von Stofffrachten aus Abwassereinleitungen in Oberflächengewässer (punktuelle Einträge). Bericht, AG: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, 124pp.
- Jin H.S.; Ramsey, J.B.; White, D.S. (2007): Nutrient Uptake and Retention Patterns in Two Streams with Contrasting Watershed Landuse. J. Ky. Acad. Sci., 68(1), 24-30.

- Jonge, L.W.; Moldrup, P.; Rubæk, G. H.; Schelde, K. ; Djurhuus, J. (2004): Particle Leaching and Particle-Facilitated Transport of Phosphorus at Field Scale. *Vadose Zone Journal* 3:462–470.
- Kaiser, M. & Gebel, M. (2003): Quantifizierung diffuser Stoffeinträge mit dem Modell STOFFBILANZ in einem bewaldeten Gewässereinzugsgebiet im Mittelgebirge, *Geo-öko*, 24 (3-4), p.262-269.
- Kielhorn, C. (2005): Massnahmen zur Reduzierung des Sedimenteintrages eines Geestgewässers am Beispiel des Börnsengrabens - Herzogtum Lauenburg, Dipl.-arbeit, Hamburg.
- Klein, J.J.M. de (2008): From ditch to delta : nutrient retention in running waters. *WUR Wageningen*, p. 194.
- Koch, R. (2007): Uferzonen von Fließgewässern in Kleineinzugsgebieten der Region Basel. Diss., Basel.
- Kretschmar, R. (1977): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. *Landwirtschaftliche Forschung*, 3, 231-238.
- Kronvang, B.; Grant, R.; Laubel, A.L. (1997): Sediment and phosphorus export from a lowland catchment: Quantification of sources. *Water Air Soil Poll.*, 99, 465-476.
- Krüger, F.; Schwartz, R.; Kunert, M.; Friese, K. (2006): Methods to calculate sedimentation rates of floodplain soils in the middle region of the Elbe River. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 34, 175-187.
- Kunkel, R., Wendland, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment*, Vol. 19.
- Kunst, S., Scheer, C., Panckow, N. (2004): Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche, ATV-DVWK e.V., ATV-DVWK-Themen, Hennef.
- Lammers, A. (1997): Phosphatformen und Phosphatfreisetzung in hochgedüngten Böden Europas, Diss., Agrarwissenschaften München.
- LAP (2004): Stickstoff-Düngeberatungssystem des Landes Baden-Württemberg – Düngeberechnung für Acker- und Sonderkulturen. Landesanstalt für Pflanzenbau Forchheim / Infodienst Bad.- Württemberg.
- LfUG (2004): Emissionsbericht Abwasser. Bestandsaufnahme der Abwasseremissionen im Freistaat Sachsen. Datenstand 2001. Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- LfUG (2007): Emissionsbericht Abwasser. Zweite Bestandsaufnahme der Abwasseremissionen im Freistaat Sachsen 2005/2006. Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- Liebscher, H.J. & Keller, R. (1979): Abfluss, In: *Hydrologischer Atlas der BRD (Textband)*, hrsg. i. Auftrag der Dt. Forschungsgemeinschaft, Bonn.
- Maniak, U. (2005): *Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure*, Springer, Berlin Heidelberg.

- Maniak, U. (2005): Hydrologie und Wasserwirtschaft – Eine Einführung für Ingenieure. Springer, Berlin Heidelberg.
- Marcé, R.; Armengol, J. (2009): Modeling nutrient in-stream processes at the watershed scale using Nutrient Spiralling metrics. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 6, 501–533.
- Mary, B. and Guérif, J. (1994): Intérêts et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol, *Cahiers Agricultures*, 3, 247-257
- Meynard, J.M. and Justes, E. and Machet, J.M. and Recous, S. (1996): Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ, In: Lemaire, G. & Nicolardot, B. (Eds.): *Maitrise de l'azote dans les agro-systèmes. Les colloques de l'INRA*, INRA, Reims, 183-199
- Miller, R.; Peter, M.; Bräunig, A. (2007): *Bodenatlas des Freistaates Sachsen Teil 4: Auswertungskarten zum Bodenschutz – Erläuterungsheft, Materialien zum Bodenschutz*, hrsg. v. LfUG Sachsen
- Mischke, U.; Opitz, D. (2005): Endbericht zum LAWA-Vorhaben Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. IGB, Berlin.
- Mokry, M. (1999): Austrag von gelöstem Orthophosphat aus Drainagen unterschiedlich hoch mit Phosphor versorgter Ackerflächen. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, 13. und 14. April 1999, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning.
- Mokry, M. (2003): Makroporen-Transport von Phosphor nach Gülleausbringung auf Löß- und Tonböden. 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, 29. und 30. April 2003, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning.
- Mulholland, P.J. (1992): Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest stream: Roles of upland, riparian and instream processes. *Limnol. Oceanogr.*, 37(7), 1512-1526.
- Nagel, H.D. & Gregor, H.D. (1999): *Ökologische Belastungsgrenzen: Ein Internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik (Critical Loads & levels)*, Springer, Berlin Heidelberg.
- Newbold, J.D.; Elwood, J.W.; O'Neill, R.V.; Sheldon, A.L. (1983): Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem – A study of nutrient spiralling. *Ecol.* 64, 1249-1265.
- Nitzsche, O.; Schmidt, W.; Richter, W. (2000): Minderung des P-Abtrags von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 92: 178-181.
- Prasuhn, V. (2003): Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Greifensee, FAL.
- Prasuhn, V. (2003): Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Greifensee. Bericht FAL, Zürich.

- Prasuhn, V. (2008): Phosphorabschwemmung von Graslandflächen in der Schweiz - Eintragungspfade und Massnahmen zur Reduzierung. 2. Internationale Seenfachtagung, Bad Schussenried, 8.-9.10.2008.
- Pudenz, S. (1998): Modellierung der regionalen Phosphorverlagerung im Boden und Grundwasser. Diss., TU Berlin.
- Richter, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers, Berichte des Deutschen Wetterdienstes, 194, Ofenbach.
- Röder, M. (1997): Erfassung und Bewertung anthropogen bedingter Änderungen des Landschaftswasserhaushaltes - dargestellt an Beispielen aus der Westlausitz, Dissertation, TU Dresden.
- Schäfer, M. (1999): Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen, Universität Karlsruhe, Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft.
- Schaub, D. & Wilke, B. (1996): Phosphatanreicherung bei der Bodenerosion, Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 79, p.435-438
- Schliephake, W. & Albert, E. (2003): Vermeidung von Stickstoffverlusten. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 9, Dresden.
- Schmidt, W. (2006): Einfluss der konservierenden Bodenbearbeitung auf den Stoffaustrag über Makroporen, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig.
- Schmidt, W. (2008): Einfluss der konservierenden Bodenbearbeitung auf den Stoffaustrag über Makroporen. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig.
- Schonlau, H.U. (2007): Zeitskalenübergreifende Berücksichtigung von partikulärem Stofftransport in einer Langfrist-Gewässergüteprognose für Fließgewässer. Diss., TH Aachen.
- Schulz, M.; Bischoff, M.; Klasmeier, J.; Berlekamp, J.; Matthies, M. (2008): An empirical regression model of soluble phosphorus retention for small pristine streams evaluating tracer experiments. *Aquat. Sci.* 70, 115-122.
- Schwartz, R.; Krüger, F.; Kozerski, H.P. (2004): Bilanzierung des Schwebstoffrückhalts der unteren Mittelelbe in Fluss und Aue. DGL-Tagungsbericht, Berlin, 239-244.
- Schwarze, R. (2004): Regionalspezifische Analysen in der Festgesteinsregion, In: Becker, A. u. Lahmer, W. [Hrsg]: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragungsminderung. Weißensee-Verlag, Berlin, p.183-224.
- Sekely, A.C.; Mulla, D.J.; Bauer, D.W. (2002): Streambank slumping and its contribution to the phosphorus and suspended sediment loads of the blue earth river, minnesota. *Journal of Soil and Water Conservation* September 2002 vol. 57 no. 5 243-250.
- Sharpley, A.N., Daniel, T.C., Edwards, D.R. (1993): Phosphorus movement in the landscape, *J. Prod. Agri.*, 6 (4), p.492-500.

- Sharpley, A.N.; Daniel, T. ; Sims, T. ; Lemunyon, J.; Stevens, R. ; Parry, R. (1999): Agricultural Phosphorus and Eutrophication. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-149.
- SLfL [Hrsg.](2007): Umsetzung der Düngeverordnung – Hinweise und Richtwerte für die Praxis. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- SMUL (2006): Lagebericht 2006. Kommunale Abwasserbeseitigung im Freistaat Sachsen. Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.
- Strauss, P. (2008): Ackerbauliche Maßnahmen zur Reduktion von Schwebstoff- und Phosphoreintrag in Gewässer. 2. Internationale Seenfachtagung, Bad Schussenried, 8.-9.10.2008.
- Sukopp, H. & Wittig, R. (1998): Stadtökologie - ein Fachbuch für Studium und Praxis, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Tetzlaff, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. Diss., Schriften d. FZ Jülich, Reihe Umwelt, Band 65.
- UBA [Hrsg.] (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded, Coordination Center for Effects and the Secretariat of the United Nations Economic Commission for Europe, UBA-Texte 71/96, Berlin.
- Uhlig, M. (2008): Mesoskalige Modellierung von Verweilzeiten und Nitratabbau im oberen Grundwasserleiter in einem Testgebiet in Nordsachsen. Diplomarbeit, TU Dresden.
- Uhlig, M., Gebel, M., Halbfaß, S., Liedl, R. (2010): Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern. Grundwasser (im Druck).
- Ullrich, J. (2006): Berücksichtigung von Stickstoffumsatzprozessen im Grundwasser mit dem Modell STOFFBILANZ, Dipl.-arbeit, TU Dresden.
- University of Wisconsin-Extension (1997): Urban Runoff - A Source of Concern, GWQ020, Madison.
- US SCS (1972): National engineering handbook (Chap 4: Hydrology, 2nd reprint), US Dept. Agriculture, Washington.
- van der Lee, G. E. M.; Venterink, H.O.; Asselman, N. E. M. (2004): Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in the Netherlands. River Res. Applic., 20, 315–325.
- van Es, H.M.; Schindelbeck, R.R.; Jokela, W.E. (2004): Effect of Manure Application Timing, Crop, and Soil Type on Phosphorus Leaching. J. Environ. Qual. 33:1070–1080.
- Veith, T.L. (2002): Agricultural BMP placement for cost-effective pollution control at the watershed level, Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Venterink, H.O.; Wiegman, F.; Van der Lee, G. E. M.; Vermaat, J. E. (2003): Role of Active Floodplains for Nutrient Retention in the River Rhine. J. Environ. Qual., 32, 1430–1435.

- Voges, J. (1999): Empirisches Modell für die mittlere Maßstabebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen an Fließgewässer, Diss. Univ. Hannover.
- Walling, D.E.; He, Q. (1994): Rates of overbank sedimentation on the flood plains of several British rivers during the past 100 years. Variability in Stream and Sediment Transport, IAHS Publ., 224, 203-210.
- Weißbach, F. (1995): Über die Schätzung des Beitrags der symbiontischen N₂-Fixierung durch Weißklee zur Stickstoffbilanz von Grünlandflächen, Landbauforschung Völkenrode, 45 (2), p.67-74.
- Wendland, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der alten Bundesländer (BRD), Berichte aus der ökologischen Forschung, Bd. 8.
- Wendland, F. & Kunkel, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeinzugsgebietes, Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Bd. 13.
- Wendland, F., Albert, H., Bach, M., Schmidt, R. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Wessolek, G. (1997): Abschätzung der Grundwasserneubildung von Hangstandorten. Erstellt im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, unveröff., Hannover.
- Wessolek, G., Duijnsveld, W.H.M., Trinks, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. Journal of Hydrology 356, 17-27.
- Wiegand, U. (2002): Hydro- und geochemische Prozesse in oberflächennahen Kippensedimenten des Braunkohlentagebaus Zwenkau, UFZ-Bericht 6/2002.
- Wischmeyer, W.H. & Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall losses - a guide to conservation planning, USDA Agriculture Handbook, 537, p.1-58.
- Withers, P.J.A.; Jarvie, H.P. (2008): Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. Sci. Tot. Environ., 400, 379-395.
- Wollheim, W.M.; Vörösmarty, C.J.; Peterson, B.J.; Seitzinger, S.P.; Hopkinson, C.S. (2006): Relationship between river size and nutrient removal. Geophysic. Res. L., 33, L06410.
- Wu, S., Li, J., Huang, G. (2005): An evaluation of grid size uncertainty in empirical soil loss modelling with digital elevation models, Environmental Modelling and Assessment, 10 (1), p.33-42.
- Zaimes, G.N.; Schultz, R.C.; Isenhardt, T.M.; Mickelson, M.K.; Kovar, J.L.; Russell, J.R.; Powers, W.P. (2005): Stream bank erosion under different riparian land-use practices in northeast Iowa. AFTA 2005 Conference Proceedings.
- Zimmermann, F. (2003): Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung von Ackerflächen auf den sickerwassergebundenen Stofftransport – untersucht mit Hilfe von Experimenten an Bodensäulen. Diplomarbeit. Universität Leipzig.

10 Anhang

Tabelle 17: Eingangsparameter im Modell STOFFBILANZ

Parameter	Bedeutung
Hauptnutzungsform	Dominante Nutzungsform ⁵
Versiegelungsgrad	Prozentualer Anteil der versiegelten Fläche
Bodenartengruppe	Dominante Bodenart ⁶
Bodentyp	Dominanter Bodentyp ⁷
Hydromorphiegrad	Hydromorphiegrad des Bodens
Skelettgehalt	Mittlerer Skelettgehalt des Oberbodens [%]
P _i -Boden	P-Gehalt im Boden [mg kg ⁻¹]
Humusgehalt	Humusgehalt des Oberbodens [%]
C/N-Verhältnis	C/N-Verhältnis im Oberboden
Trockenrohdichte	Trockenrohdichte [%]
Grundwasserführende Gesteinseinheit	Grundwasserführende Gesteinseinheit
Neigung	Mittlere Hangneigung [°]
Exposition	Dominante Exposition
Winterniederschlag	Winterniederschlag (Nov. bis April) [mm a ⁻¹]
Sommerniederschlag	Sommerniederschlag (Mai. bis Okt.) [mm a ⁻¹]
ET _p	FAO-Gras-Referenzverdunstung [mm a ⁻¹]
Jahresmitteltemperatur	Jahresmitteltemperatur [°C]
Natm	Atmosphärische (trockene + nasse) Gesamtdosition
Gebietshöhe	Mittlere Gebietshöhe [m ü. NN]
Gewässerdistanz	Mittlere Fließwegedistanz zum angrenzenden Vorfluter [m]
Hydrologische Anbindung	Hydrologische Anbindung (GIS-Preprocessing)
Regentage	Anzahl der Regentage mit ≥ 1mm Niederschlag
Agrarstruktur	Anbaufläche pro Fruchtartengruppe und administrativer Einheit (z.B. Gemeinde) [ha]
Mineraldüngung	Mineralische Düngung oder Gesamtdüngung je Fruchtartengruppe [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
Wirtschaftsdüngung	Wirtschaftsdüngung [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
Erträge	Erträge je Fruchtartengruppe [dt/ha]
Bodenbearbeitung	Flächenanteile konservierender Bodenbearbeitung [%]
Zwischenfrucht	Flächenanteile Zwischenfrucht / Untersaat [%]

5 Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau, Laubwald, Nadelwald, Siedlung, Gewässer, Sonstiges

6 in Anlehnung an Ad-hoc-AG Boden (2005)

7 in Anlehnung an Ad-hoc-AG Boden (2005)

Tabelle 18: Eingangsparameter zur Modellvalidierung

Parameter	Bedeutung
Punktuelle Nährstoffeinträge	Angaben zu kommunalen KA und industriellen Direktleitungen (z.B. Lagekoordinaten, N- und P-Emissionsfrachten, angeschlossene Gemeindeteile etc.)
Beschaffenheitsdaten der Oberflächengewässer	N- und P-Frachten bzw. Konzentrationen für ausgewählte Messstellen
Abflussdaten	Durchflüsse für ausgewählte Pegel
Talsperren	Kenngößen bedeutender Talsperren bzw. Standgewässer (z.B. mittlere Seetiefe, hydraulische Verweilzeit)
Beschaffenheitsdaten des Grundwassers	Nitrat-Konzentrationen für ausgewählte Messstellen

Tabelle 19: Fruchtartengruppen

Parameter (dt., engl.)	Bedeutung
Qualitätsweizen (QW, qw)	Qualitätsweizen (14-16% RP)
Winterweizen (WW, ww)	Winterweizen (12% RP)
Wintergerste (WG, wb)	Wintergerste
Winterroggen (WR, wr)	Winterroggen, Triticale
Sommergetreide (SG, sc)	Sommer-, Hartweizen, Hafer, Sommerroggen, Sommermenggetreide, Dinkel
Silomais (SM, sm)	Silomais, Corn-Cob-Mix
Körnermais (KM, gm)	Körnermais
Raps (R, r)	Raps, Rübsen
Sonstige Ölrüchte (ÖL, os)	Öllein, Körnersenf
Kartoffel (K, p)	Kartoffel
Sonstige Hackfrüchte (HF, rc)	Zuckerrübe, Futterhackfrüchte
Sonnenblumen (SB, sf)	Sonnenblumen
Körnerleguminosen (KL, gl)	Ackerbohne, Erbse, Lupine (Süßlupine)
Futterleguminosen (FL, fl)	Klee, Klee gras, Luzerne
Feldgras (FG, cg)	Ackergras, Feldgras
Intensivkulturen (IK, iv)	Intensivgemüse
Tabak – hell (Th, tv)	Virginia-Tabak
Tabak – dunkel (Td, td)	dunkle luftgetrocknete Tabake + Burley-Tabak
Erdbeeren (EB, st)	Erdbeere
Spargel (SP, as)	Spargel
Intensivgrünland (IG, ig)	Wiesen, Mähweide, Dauerweide, Sonstige Grünlandfläche, Wechselgrünland
Extensivgrünland (EG, eg)	Streuweide, Hutung, Streuobstwiese
Stilllegung (Brache, fallow)	Stilllegung

Tabelle 20: Bodenartengruppen in STOFFBILANZ (vgl. Ad-hoc AG Boden 2005)

Bodenartengruppen	Zugehörige Bodenartenuntergruppen (Kurzzzeichen)
ss	Ss, gS, mS, fS, ffS
ls	Su2, Sl2, Sl3, St2
us	Su3, Su4
sl	Slu, St3, Sl4
su	Us, Uu
lu	Uls, Ut2, Ut3
ll	Ls2, Ls3, Ls4, Lt2
tu	Ut4, Lu
tl	Ts3, Ts4, Lts
ut	Tu3, Tu4, Lt3
lt	Ts2, Tl, Tu2, Tt
Hn (Niedermoortorf)	-
Hh (Hochmoortorf)	-
F# (subhydrische Bodenarten)	-

Tabelle 21: Bodentypen in STOFFBILANZ (vgl. Ad-hoc AG Boden 2005)

Bodentypenkurzzzeichen	Zugehörige Bodentypen
F#	Fels-, Skeletthumusboden
O#	Syrosem, Lockersyrosem
RN	Ranker
RQ	Regosol
T#	Tschernosem, Kalktschernosem
P#	Podsol
RR	Rendzina
RZ	Pararendzina
D#	Pelosol
B#	Braunerde
PP-BB	Podsol-Braunerde
L#	Parabraunerde, Fahlerde
C#	Terra fusca, Terra rossa
Y#	Terrestrische anthropogene Böden
SS-##	Subtyp mit Pseudogley-Beteiligung (z.B. SS-BB)
GG-##	Subtyp mit Gley-Beteiligung (z.B. GG-BB)
A#	Auenboden
S#	Pseudogley

Bodentypenkurzzeichen	Zugehörige Bodentypen
G#	Gley
HN	Niedermoor
HH	Hochmoor
J#	subhydrische Böden

Tabelle 22: Ermittlung der Sickerwasserrate in STOFFBILANZ (Ad-hoc AG Boden 2003)

Landnutzung	WV	Regressionsgleichung
Ackerland		
GW-beinflusster Standort	> 700 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times 1,05 \times [0,61 \times \log(1/ET0) + 2,66]$
	≤ 700 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times [1,45 \times \log(nFKWe + KA + P_{summer}) - 3,08] \times [0,61 \times \log(1/ET0) + 2,66]$
GW-ferner Standort	> 700 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times 1,05 \times [0,76 \times \log(1/ET0) + 3,07]$
	≤ 700 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times [1,45 \times \log(nFKWe + P_{summer}) - 3,08] \times [0,76 \times \log(1/ET0) + 3,07]$
Grünland		
GW-beinflusster Standort	> 700 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times 1,20 \times [0,40 \times \log(1/ET0) + 2,07]$
	≤ 700 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times [1,79 \times \log(nFKWe + KA + P_{summer}) - 3,89] \times [0,40 \times \log(1/ET0) + 2,07]$
GW-ferner Standort	> 700 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times 1,20 \times [0,66 \times \log(1/ET0) + 2,79]$
	≤ 700 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times [1,79 \times \log(nFKWe + P_{summer}) - 3,89] \times [0,66 \times \log(1/ET0) + 2,79]$
Nadelwald		
GW-beinflusster Standort	> 750 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times 1,30 \times [0,81 \times \log(1/ET0) + 3,20]$
	≤ 750 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times [1,68 \times \log(nFKWe + KA + P_{summer}) - 3,53] \times [0,81 \times \log(1/ET0) + 3,20]$
GW-ferner Standort	> 750 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times [1,30 \times [0,92 \times (1/ET0) + 3,52]$
	≤ 750 mm	$SW = P_{year} - ET0 \times [1,68 \times \log(nFKWe + P_{summer}) - 3,53] \times [0,92 \times \log(1/ET0) + 3,52]$
Laubwald		
GW-beinflusster Standort	> 750 mm	$SW = P_{year} - 0,90 \times ET0 \times 1,30 \times [0,81 \times \log(1/ET0) + 3,20]$
	≤ 750 mm	$SW = P_{year} - 0,90 \times ET0 \times [1,68 \times \log(nFKWe + KA + P_{summer}) - 3,53] \times [0,81 \times \log(1/ET0) + 3,20]$
GW-ferner Standort	> 750 mm	$SW = P_{year} - 0,90 \times ET0 \times 1,30 \times [0,92 \times \log(1/ET0) + 3,52]$
	≤ 750 mm	$SW = P_{year} - 0,90 \times ET0 \times [1,68 \times \log(nFKWe + P_{summer}) - 3,53] \times [0,92 \times \log(1/ET0) + 3,52]$