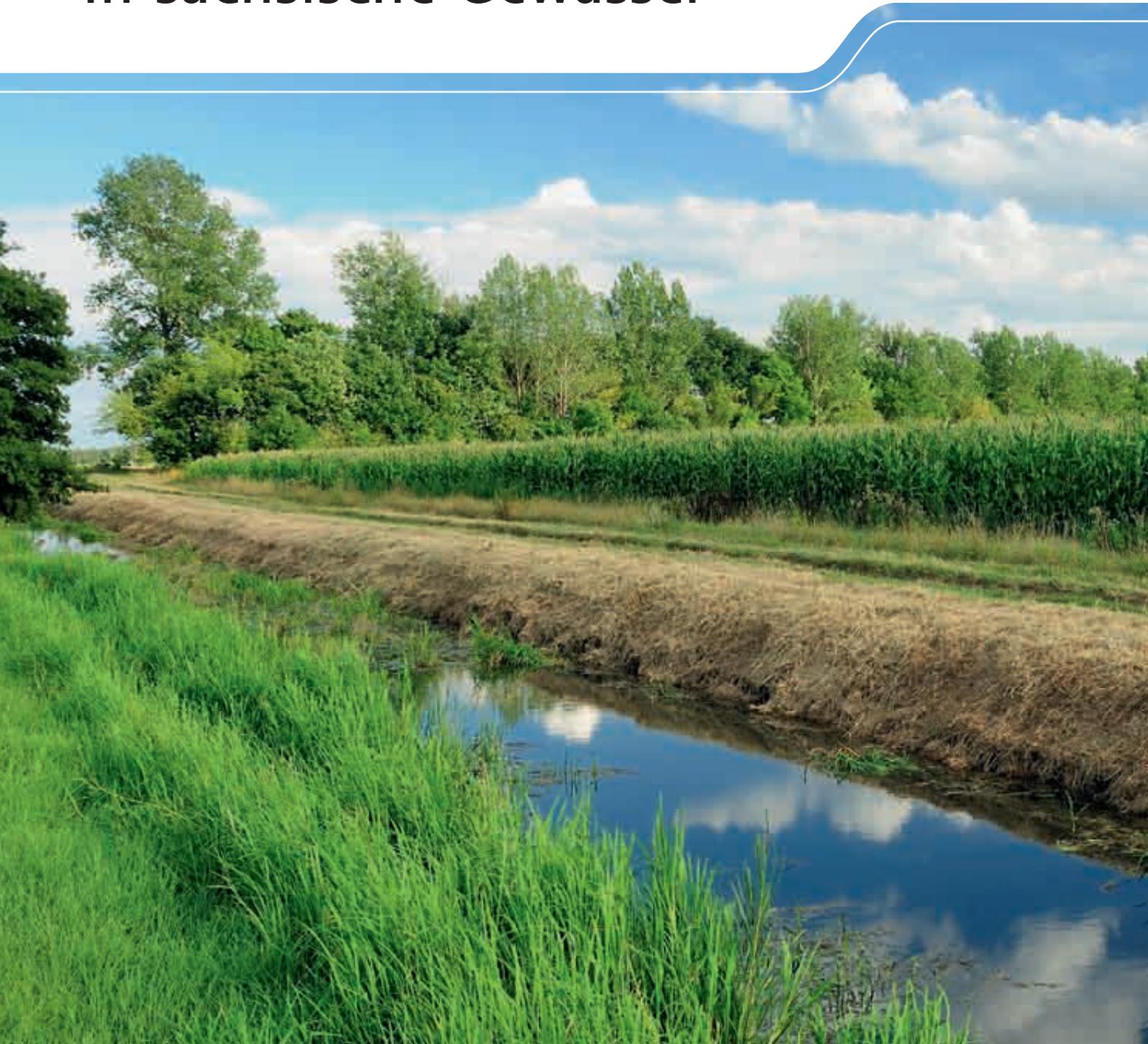




Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer



Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer

Stefan Halbfaß, Michael Gebel (Gesellschaft für Angewandte Landschaftsforschung [GALF] bR)

Holm Friese (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie [LfULG], Abteilung 4 – Wasser, Wertstoffe)

Karsten Grunewald (Leibnitz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.)

Karl Mannsfeld (Technische Universität Dresden)

Unter Mitarbeit von

Stephan Bürger, Mirjam Kaiser, Mario Uhlig (GALF)

Jörg Dehnert, Roland Dimmer, Uwe Engelmann, Karin Kuhn, Heiko Ihling,

Sylvia Rohde, Katrin Ziegler (LfULG, Abteilung 4 – Wasser, Wertstoffe)

Hans-Joachim Kurzer, Hartmut Ernst, Jürgen Buße (LfULG, Abteilung 7 – Pflanzliche Erzeugung)

Vorwort

Nach europäischer Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) sollen die Gewässer bis 2015 einen guten Zustand erreichen. Die Gewässerüberwachungsprogramme nach WRRL haben sowohl für Sachsen als auch für viele andere Gebietsteile europäischer Flussgebietseinheiten signifikante Belastungen mit den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor ergeben. Diese sind eine Hauptursache für die derzeit noch zahlreichen Verfehlungen des guten Zustandes von Grund- und Oberflächenwasserkörpern.

Nur durch eine gemeinsame Maßnahmenstrategie der Hauptverursacherbereiche Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft können die Nährstoffeinträge in die Gewässer effektiv vermindert werden. Dies ist Voraussetzung sowohl für eine nachhaltige Verbesserung des ökologischen und chemischen Gewässerzustands als auch für die dauerhafte Sicherung von Wassernutzungen.

Im langjährigen Vergleich konnten in den sächsischen Hauptfließgewässern seit 1990 bereits stetig abnehmende Nährstoffkonzentrationen sowohl bei Stickstoff als auch bei Phosphor festgestellt werden. Diese zeigen, dass die bisher ergriffenen Maßnahmen, vor allem in der Abwasserbehandlung und in der Landwirtschaft, bereits zu erheblichen Verringerungen der Gewässerbelastungen geführt haben.

Der künftige Beitrag der Landwirtschaft zur Lösung der Nährstoffproblematik erfordert zunächst die weitere konsequente Aufrechterhaltung des bereits erreichten hohen Umsetzungsniveaus grundlegender Maßnahmen. Im Mittelpunkt steht hier vor allem die flächendeckende Umsetzung der guten fachlichen Praxis als fachgesetzlich verankerte Basis in allen Bereichen der landwirtschaftlichen Produktion. Ergänzend müssen Akzeptanz und Umfang der Anwendung bisheriger geförderter Agrarumweltmaßnahmen weiter ausgebaut und weitere wirksame Maßnahmen zur Verminderung von Nährstoffeinträgen in die Praxisanwendung überführt werden.

Stoffhaushaltsmodelle, wie z. B. das im Projekt »Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« eingesetzte Modell STOFFBILANZ können die Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplanung in Flussgebieten als Hilfsmittel unterstützen. Sie werden eingesetzt, um Herkunft und Menge der Nährstoffeinträge in die Gewässer zu erfassen und nach verschiedenen Eintragspfaden und -quellen zu differenzieren. Hierbei wird neben der Bilanzierung und Quantifizierung der Nährstoffeinträge auch das Ziel verfolgt, regionale Schwerpunktgebiete des Nährstoffeintrages mit besonderem Handlungsbedarf zu lokalisieren. Die Methodik der Nährstoffbilanzierung muss dabei sowohl die Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen als auch den Stoffrückhalt im jeweiligen Flusseinzugsgebiet angemessen berücksichtigen.

Der fortschreitende Erkenntniszuwachs in Wissenschaft und Technik sowie ständig neue Handlungsfelder in der angewandten Umweltforschung erfordern regelmäßige Anpassungen und Erweiterungen der

Modellierungswerkzeuge. Damit verbunden sind auch wiederkehrende Anforderungen hinsichtlich der Fortschreibungen von Eingangsdaten und Ergebnissen der Modellanwendungen. Das Modell STOFFBILANZ ist hierfür ein Beispiel der erfolgreichen Zusammenarbeit sächsischer Umweltbehörden unter Federführung des LfULG mit Modellentwicklern der TU Dresden und des Institutes GALF. So konnte in den zurückliegenden Jahren STOFFBILANZ als Nährstoffbilanzierungsmodell auf regionaler Flussgebietsebene in Sachsen sowie in einigen anderen Bundesländern erfolgreich etabliert und weiterentwickelt werden.

Die vorliegende Broschüre fasst die wesentlichsten im Zeitraum 2005 bis 2009 erzielten Ergebnisse des Projektes »Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« kompakt zusammen. Sie liefert einen repräsentativen vergleichenden Überblick über die nährstoffbezogene Nutzungs- und Belastungssituation der sächsischen Böden und Gewässer für die Bilanzierungszeitschnitte der Jahre 2005 und 2000.



Norbert Eichkorn
Präsident des Sächsischen Landesamtes
für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Inhalt

1 Einführung	4
1.1 Motivation und Zielstellung	4
1.2 Modellansätze zum Nährstoffmanagement	6
2 Daten- und GIS-Aufbereitung	8
2.1 Datenquellen und -aufbereitung	8
2.2 Naturräumliche Parameter und Flächennutzung	10
2.3 Raum-Zeit-Ebenen	22
3 Modellierung von Nährstoffeinträgen mit STOFFBILANZ	27
3.1 Modellphilosophie	27
3.2 Wasserhaushalt	29
3.3 Bodenerosion und Sedimenteintrag	35
3.4 Bilanzierung der Phosphoreinträge	42
3.5 Bilanzierung der Stickstoffeinträge	54
4 Zusammenfassung und Ausblick	72
4.1 Phosphoreintrag in Gewässer	72
4.2 Stickstoffeintrag in Gewässer	74
4.3 Schlussfolgerungen und Ausblick	76
5 Literatur	78
Abbildungen	80
Tabellen	80

1 Einführung

1.1 Motivation und Zielstellung

Die stoffliche Belastung von Boden und Wasser stellt in den intensiv genutzten Kulturlandschaften Mitteleuropas eines der ökologischen Probleme der Gegenwart dar. Der Schutz von Grund- und Oberflächenwasser vor umweltproblematischen Stoffeinträgen, die durch menschliche Nutzungen verursacht werden, hat sowohl die langfristige Sicherung von Nutzungsanforderungen an die Gewässer als auch den dauerhaften Erhalt der aquatischen Lebensgemeinschaften zum Ziel. Insbesondere die Einträge der Pflanzennährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) können sowohl zu nachhaltigen Beeinträchtigungen des Zustandes der nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EG 2000) bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten in den Oberflächenwasserkörpern des Binnenlandes sowie der Meeresküstengewässer als auch zu Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen für den Parameter Nitrat in Grund- und Oberflächenwasserkörpern führen. Phosphor fördert in Form von Phosphat als Nährstoff das Wachstum von Algen und Wasserpflanzen. Hierdurch können die Gewässerbiozönose, der Wasserabfluss sowie verschiedene Gewässerbenutzungen nachteilig beeinflusst, verändert oder geschädigt werden. Auch der übermäßige Eintrag von Stickstoff kann die Nutzung eines Gewässers beeinträchtigen. Erhöhte Ammonium- und Nitratkonzentrationen können sowohl einen erhöhten Sauerstoffverbrauch in biologischen Filterstrecken verursachen und somit Störungen der sensiblen Ökosysteme hervorrufen, als auch im Grund- und Oberflächenwasser zu Überschreitung des Nitratgrenzwertes der Trinkwasserverordnung führen. Außerdem kann Stickstoff in Form von Ammonium bzw. Ammoniak als Zehrstoff bei der Nitrifikation den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers erheblich beeinträchtigen. Ammoniak entsteht in Abhängigkeit vom pH-Wert im Gewässer aus Ammonium und kann beim Erreichen kritischer Konzentrationen ein in den Gewässerökosystemen relevant wirkendes Fischgift darstellen.

Aus den mit der Nährstoffeintragsproblematik in Verbindung stehenden ökologischen oder chemischen Zustandsdefiziten bei zahlreichen Grund- und Oberflächenwasserkörpern ergeben sich weitere Anforderungen an die Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplanung nach WRRL. Dies gilt sowohl überregional in den Flussgebietseinheiten Elbe und Oder insgesamt als auch regional und lokal in den betreffenden Teilbearbeitungsgebieten des Freistaates Sachsen. Einen besonderen Schwerpunkt hierbei bildet die Aufstellung und Umsetzung wirksamer und kosteneffizienter Maßnahmenprogramme zur weiteren gezielten Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Gewässer.

Die vorliegenden Ergebnisse des FuE-Vorhabens »Atlas der diffusen Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« (2005/2006, siehe Grunewald et al. 2008) und des Folgeprojekts »Anpassung von Methoden,

Basisdaten und Ergebnissen des FuE-Projektes Atlas der diffusen Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer sowie Ausbau und Implementierung des Modells STOFFBILANZ für Wirkungsabschätzungen der Umsetzung von Maßnahmen mit WRRL-Bezug auf Stickstoff- und Phosphoreinträge in Grund- und Oberflächenwasserkörper« (2007–2009) spiegeln die quellen- und pfadbezogene aktuelle Nährstoffeintragsituation in die sächsischen Grund- und Oberflächenwasserkörper auf Grundlage der aus den zurückliegenden Jahren verfügbaren Datengrundlagen wider. Die hierfür modellgestützt ermittelten Zustandsabbildungen der gewässerbezogenen Nährstoffeintragsituation für das Gebiet des Freistaates Sachsen beziehen sich auf die zwei unterschiedlichen repräsentativen Zeitschnitte des Jahres 2005 sowie des Jahres 2000. Dabei basieren die Zustandsbetrachtungen für den Jahreszeitschnitt 2000 überwiegend auf Grundlagendaten aus dem Zeitraum 1999/2000 bzw. für den Jahreszeitschnitt 2005 vorrangig auf Grundlagendaten aus dem Zeitraum 2005/2006, was insbesondere auch bei der Einschätzung der jeweils angenommenen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungs- und Ertragsituation für diese Zeiträume mit zu berücksichtigen ist.

Umfangreiche Auswertungen der Ergebnisse des FuE-Vorhabens »Atlas der diffusen Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« (2005/2006) zeigten nach dessen Fertigstellung die fachliche Zweckmäßigkeit einer Fortschreibung von einzelnen methodischen Berechnungsansätzen sowie zur Anpassung der bislang vorliegenden Datengrundlagen und Projektergebnisse auf. Aus diesem Grund erfolgte die Konzipierung und Realisierung des oben genannten Folgeprojektes (2007–2009) zur Anpassung von Methoden, Basisdaten und Ergebnissen des vorangegangenen FuE-Vorhabens (2005/2006) mit den nachfolgend aufgeführten fachlich-methodischen Arbeitsschwerpunkten:

- Modifizierung des Methodikansatzes zur Berechnung der Grundwasserweilzeiten im Lockergesteinsbereich unter Berücksichtigung von Abstandsgeschwindigkeiten und Fließwegen in den oberen Grundwasserleitern
- Qualifizierung der Berechnungsansätze zur flächenhaften Differenzierung von punktuellen und diffusen N- und P-Einträgen aus dem kommunalen Siedlungsbereich unter Berücksichtigung kleinräumiger Daten zu kommunalen Abwasseranschlussgraden, Kleinkläranlagen sowie zur Misch- und Niederschlagswasserab-leitung bzw. -behandlung
- Einbindung aktueller ATKIS¹- und InVeKoS²-Daten zur Bestimmung der Hauptnutzungsformen nach gewichtetem Dominanzprinzip anstelle der bisher verwendeten ungewichteten IRS 1C³-

Daten. Bis dahin aufgetretene Über- bzw. Untergewichtungen sowie Fehlklassifikationen einzelner Hauptnutzungsformen (z. B. Acker) konnten somit vermieden werden

- Aktualisierung und Anpassung des internetbasierten STOFFBILANZ-Viewers für die weitere Bereitstellung, Visualisierung und den Export von Eingangsdaten und Ergebnissen des »Nährstoffatlas Sachsen« über den externen Server der GALF bR auf Basis der im Rahmen des FuE-Projektes eingesetzten Hard- und Softwarekomponenten

Ein wesentliches Ziel der Fortschreibungen und Weiterentwicklungen bestand auch darin, auf Grundlage einer Auswertung möglicher Szenarien aus verschiedenen Nutzungs- bzw. Belastungsbereichen die voraussichtlich zu erwartenden Maßnahmewirksamkeiten hinsichtlich erreichbarer Minderungseffekte auf den Eintrag von Stickstoff und Phosphor in die sächsischen Grund- und Oberflächenwasserkörper näher zu quantifizieren und zu bewerten. Ein Schwerpunkt lag dabei vor allem auch auf einer plausiblen Darstellung der relationalen Verteilung der Nährstoffeintragsanteile auf die jeweiligen Eintragsquellen und -pfade. Somit können zum Beispiel erreichbare Minderungseffekte und Kosten einer alternativen oder kombinierten Realisierung von Maßnahmen in unterschiedlichen Nutzungs- bzw. Belastungsbereichen künftig besser miteinander verglichen werden. Darüber hinaus bilden die nunmehr vorliegenden Ergebnisse den fachlich-technischen Ausgangspunkt für künftig erforderliche weitere Szenariorechnungen, Prognosen und Abschätzungen, z.B. bezüglich der Erreichbarkeit nährstoffbezogener Umwelt- bzw. Bewirtschaftungsziele der WRRL bzw. zur erforderlichen Begründung der Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen (z. B. Fristverlängerungen, weniger strenge Ziele).

¹⁾ Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem

²⁾ InVeKoS – Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem zur Durchsetzung einer einheitlichen EU-Agrarpolitik

³⁾ IRS 1C – Klassifizierte Auswertung von Satellitenbilddaten der Landnutzung im Freistaat Sachsen

1.2 Modellansätze zum Nährstoffmanagement

Stoffhaushaltsmodelle werden eingesetzt, um Herkunft und Menge des Nährstoff- (N, P) und Sedimenteintrags in Fließgewässer, Seen und Grundwasser zu erfassen. Diese sind vor allem dann notwendig, wenn ein erheblicher Handlungsbedarf zur Reduzierung der Nährstoffeinträge besteht, aber auch, um die Ergebnisse einer ersten Überblicksschätzung zu plausibilisieren und zu differenzieren.

Ziele

Die Methodik zur Nährstoffbilanzierung in den Teileinzugsgebieten einer Flussgebietseinheit muss die Einträge aus punktuellen und diffusen **Quellen** entlang unterschiedlicher **Verlagerungspfade** sowie die **Stoffrückhaltung** (Retention) berücksichtigen. Den **punktuellen Quellen** werden die punktuell verortbaren häuslichen, kommunalen, industriellen und landwirtschaftlichen Abwasser- und Niederschlagswassereinträge zugeordnet. Unter den **diffusen Quellen** werden flächenhafte Stoffeinträge zusammengefasst, die über unter- und oberirdische Abflusspfade oder die atmosphärische Deposition realisiert werden.

Anforderungen

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. N und P unterscheiden sich in ihren Bindungsformen und physikochemischen 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. Hingegen unterliegt Stickstoff intensiven Umsetzungsprozessen in der Bodenzone. Mengenmäßig dominiert Nitrat, welches leicht ausgewaschen werden kann. Infolgedessen erfolgt der Nitrattransport in die Gewässer vorwiegend über die unterirdischen Abflusskomponenten Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss. Die Berücksichtigung der Verweilzeit von Nitrat im Grundwasserleiter ist notwendig, weil dieses während des Transports einem mikrobiellen Abbau unterliegen kann.

Abbildung 1 veranschaulicht das komplexe quellen- und pfadbezogene Stoffeintragsgeschehen in Flusseinzugsgebieten.

Das raum-zeitliche Prozessgeschehen wird im Modell abstrahiert und vereinfacht abgebildet. Die Ergebnisse spiegeln mittlere Systemzustände wider und gelten nicht für den räumlich konkreten Einzelfall bzw. meteorologische Einzelereignisse. Dieser Sachverhalt ist bei der Interpretation der Modellergebnisse zu berücksichtigen. Weitere Hinweise sind den jeweiligen Methodenbeschreibungen in den nachfolgenden Kapiteln zu entnehmen.

Grundsätzlich sollte beachtet werden, dass die im Rahmen der Erstellung des Stoffatlas erzeugten Ergebnisse in erster Linie für die mesoskalige Anwendungsebene konzipiert sind. Ihre Aussagekraft für großmaßstäbige Auswertungen ist je nach Fragestellung mehr oder weniger eingeschränkt.

Die Grenzen der Modellierung und die Sicherheit der räumlich zu vertretenden Aussagen werden maßgeblich durch die Zuverlässigkeit und Repräsentanz der Eingangsdaten bestimmt. Diese entstammen, je nach Verfügbarkeit, unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalenniveaus. Die Einbeziehung der Daten auf Rasterelementebene erfolgt nach Dominanz- oder Mittelwertprinzip.

Um die Akzeptanz der Modellergebnisse zu Nährstoffbilanzierungen zu gewährleisten, ist die enge Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftsverwaltung und anderen Fachbehörden notwendig. Dieser Weg wird in Sachsen konsequent beschritten, indem ein iterativer Prozess der Modellentwicklung und -validierung sowie der Datenbereitstellung und Konsistenzprüfung erfolgt (Abbildung 2).

Emissionsmodellierung

Da nach WRRL die Planungsebenen insbesondere im mesoskaligen Bereich angesiedelt sind (Flussgebietseinheit, Koordinierungsraum, Teilbearbeitungsgebiet), kommen für die Nährstoffbilanzierung vor allem sogenannte **Emissionsmodelle** zum Einsatz, welche die Stoffausträge aus Landflächen sowie den Stoffeintrag in die Gewässer abbilden.

Diese Modelle sollten in der Lage sein, die wesentlichen **Quellen, Pfade und Senken** für Nährstoffe naturraum- und nutzungsspezifisch zu identifizieren. Eine im Jahr 2003 durchgeführte Bewertung ausgewählter Modellansätze 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, die verbesserte Einbeziehung von N-Umsatzprozessen im Boden oder die Ableitung von Grundwasserverweilzeiten im Lockergesteinsbereich betreffen, wurde eine deutliche Erhöhung der Plausibilität erreicht.

Immissionsmodellierung

P und N unterliegen in Fließgewässern einer räumlichen und zeitlichen Dynamik sowie Transformation (Nutrient Spiralling Concept, Newbold et al. 1983). Immissionsmodelle müssen in Abhängigkeit von ihrem Anwendungsmaßstab eine Vielzahl physikalischer und biogeochemischer Faktoren und Landnutzungseffekte berücksichtigen, welche Prozessgeschehen, Konzentrationen und Frachten im Wasserkörper selbst beeinflussen (u. a. Withers & 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 innerjährliche 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 (Auerwald 1997, van der Lee et al. 2004). Mittlere, langjährige Analysen zeigen hingegen, dass Emission und Immission in etwa gleich sind (Guhr & Meissner 2000, Demars et al. 2005, Haggard & 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. Die modelltechnische Abbildung und Übertragbarkeit bilden aktuelle Diskussions- und Forschungsschwerpunkte (s. a. Marcé & Armengol 2009).

Im Modell STOFFBILANZ sind Algorithmen zur Modellierung der langfristigen mittleren Retentionsleistung von Fließgewässern implementiert. Die Parameteranforderungen sind relativ niedrig und können aus allgemein verfügbaren Daten abgeleitet werden. Die Ansätze eignen sich grundsätzlich für eine mesoskalige Gewässergütemodellierung mit Fokus auf die langfristige Entwicklung. Ereignisbezogene Modellierungen sind nicht möglich.

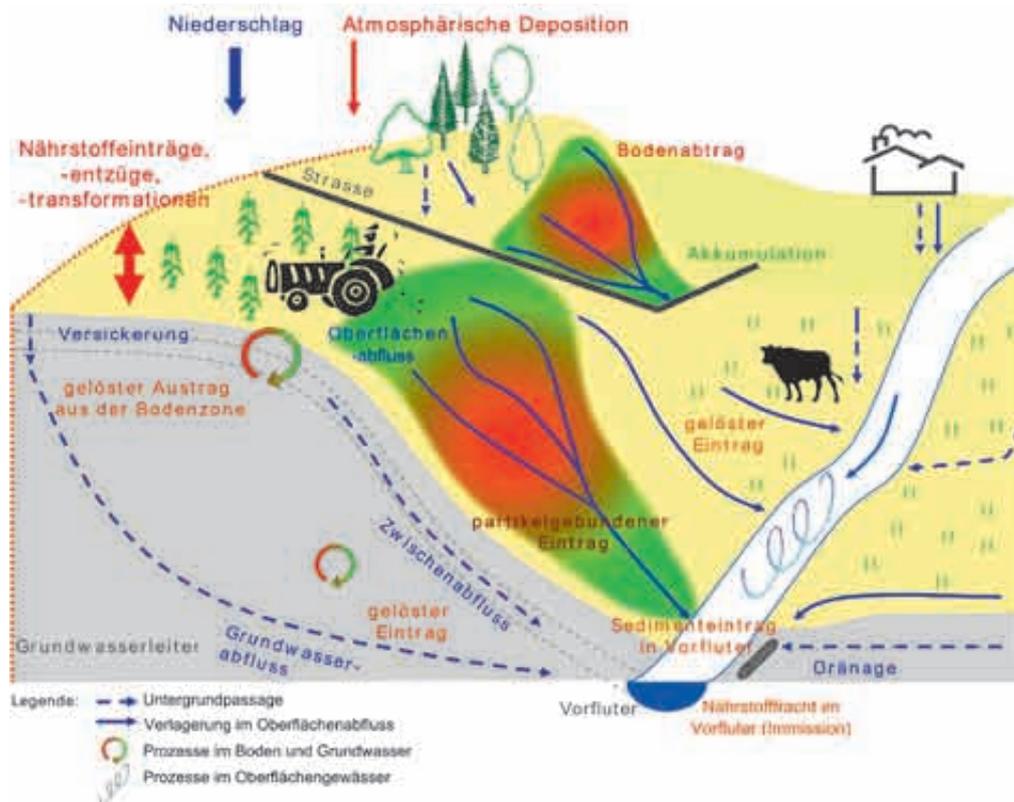


Abbildung 1 Schema zum Stoffeintragsgeschehen in Flusseinzugsgebieten

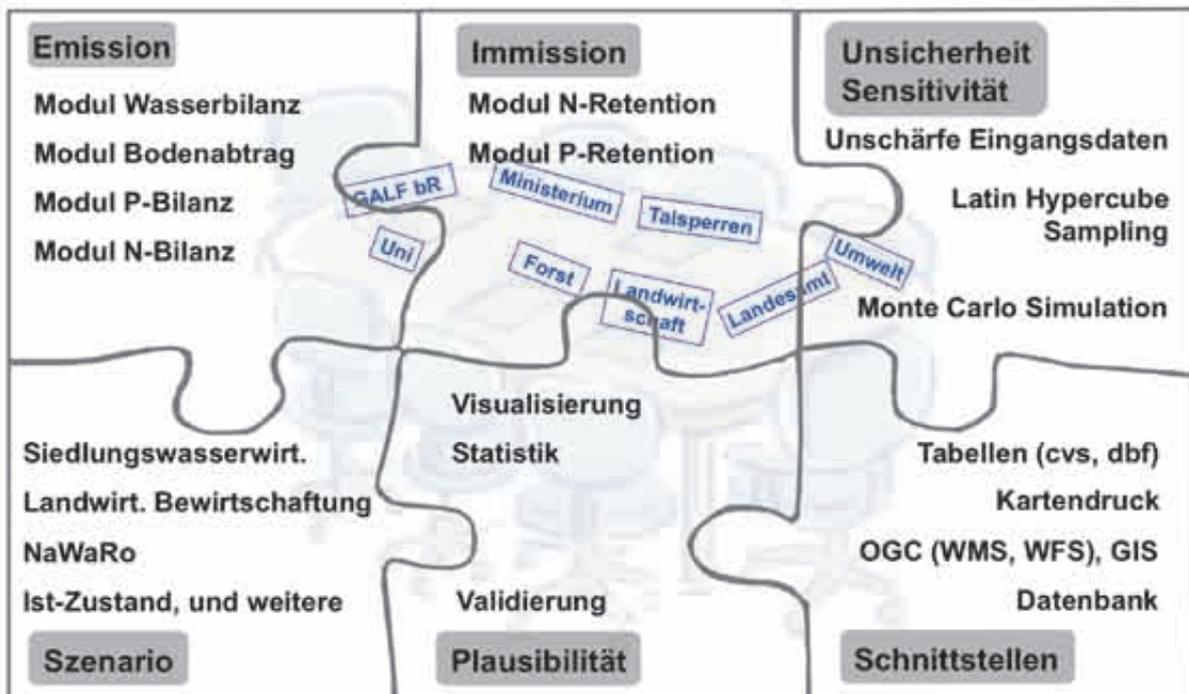


Abbildung 2 Modellbausteine und Projektorganisation

2 Daten- und GIS-Aufbereitung

2.1 Datenquellen und -aufbereitung

Die Modellierung komplexer Prozesse in der Landschaft erfordert eine Vielzahl von Eingangsparametern. Tabelle 2 listet die für den gewählten Bilanzansatz erforderlichen Modelldaten sowie Datengrundlagen für die Modellvalidierung auf.

Die Quantifizierung diffuser Nährstoff- und Sedimentfrachten macht zunächst die Beschaffung und Aufbereitung der entsprechenden Naturraum-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsparameter notwendig (Abbildung 3). Eine Reihe weiterer Daten werden anhand geeigneter Indikatoren in den jeweiligen Modellmodulen abgeleitet bzw. berechnet. Die relevanten Daten müssen vor der Eingabe in das Modell nach Dominanz- oder Mittelwertprinzip aufbereitet werden. Statistische Auswertungen und die Bearbeitung von räumlichen Daten geschehen idealerweise mit einem Geografischen Informationssystem (GIS). Für das Projekt wurde als räumliche Modellgrundlage ein quadratisches Gitter mit einer Kantenlänge von 500 m gewählt. Das sächsische Territorium umfasst nach Angaben des Statistischen Landesamtes des Freistaates Sachsen eine Fläche von 18 419 km² (Stand 12/2008) und wurde mit einem Gitternetz von 75 293 Elementen überzogen.

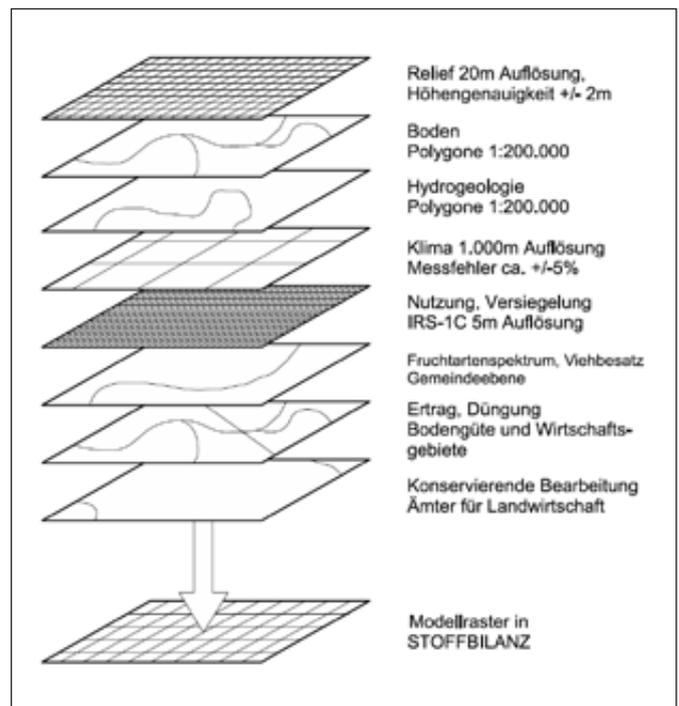


Abbildung 3 Datenaufbereitung und -aggregation

Tabelle 1 Nutzungstypenverteilung in Sachsen (in Prozent, Stand 2007/2008)¹

	Sachsen	Heide- und Teichlandschaft	Lössgebiet	Mittelgebirge und Vorland
Acker	39,4	31,6	52,4	28,2
Grünland	11,8	8,4	9,8	16,7
Obst-/Weinbau	0,3	0,1	0,4	0,3
Nadelwald	24,1	36,1	9,4	34,7
Laubwald	7,2	8,0	7,8	5,9
Siedlung	12,5	7,6	15,2	12,4
Gewässer	2,1	4,4	2,0	0,8
Sonstiges	2,5	3,8	3,0	1,1

¹⁾ rasterbasierte Auswertung von ATKIS- und InVeKoS-Daten nach gewichtetem Dominanzprinzip

Tabelle 2 Modell- und GIS-Daten

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren im Modellraster
Basisgeometrien				
Landesgrenze	Landesgrenze Sachsens	1999	LVA	
Gemeinden		2000/2005	LVA	Dominanzprinzip
OWK	Oberflächenwasserkörper	2009	LfULG	Dominanzprinzip
GWK	Grundwasserkörper	2009	LfULG	Dominanzprinzip
LVG	landwirtschaftliches Vergleichsgebiet	2007	LfULG	Dominanzprinzip
AfL	Ämter für Landwirtschaft	2005	LfULG	Dominanzprinzip
Wirtschaftsgebiet	landwirtschaftliches Wirtschaftsgebiet	2005	LfULG	Dominanzprinzip
Gewässernetz	Fließ- und Standgewässer	2007	LfULG	
Boden, Hydrologie, Relief				
BÜK 200	Bodenübersichtskarte	1999	LfULG	Dominanzprinzip
Humusgehalt	Humusgehalt Oberboden		LfULG ¹	
P-Gehalt	P _{ges} im Oberboden	1999	LfULG	Mittelwert
HÜK 200	hydrogeologische Übersichtskarte	2008	LfULG	Dominanzprinzip
GW-Isohypsen	digitale GW-Isohypsen	2009	LfULG	Mittelwert
DGM	ATKIS (DGM/Q2)	2000	LVA	Mittelwert
Klima, Deposition				
Niederschlag	hydrolog. Sommer- und Winterhalbjahr	1961–2005	LfULG	Mittelwert
Regentage	Anzahl Regentage	1961–2005	LfULG	Mittelwert
Temperatur	Jahresmitteltemperatur	1961–2005	LfULG	Mittelwert
Globalstrahlung		1961–2005	LfULG	Mittelwert
atm. N-Deposition	nutzungsbezogene atmosphärische Stickstoffdeposition ²	1999/2004	LfULG	Mittelwert
Flächennutzung, Agrarstatistik				
Flächennutzung	ATKIS, InVeKoS	2007/2008	LfULG	gewichtetes Dominanzprinzip
Versiegelungsgrad	IRS 1C	2001/2001	LfULG	Mittelwert
Agrarstruktur	InVeKoS (je Gemeinde)	2000/2005	LfULG	Mittelwert
Ertrag	Ertrag je Fruchtart und LVG	2000/2005	LfULG	Mittelwert
Mineraldünger	Düngung je Fruchtart und LVG	2000/2005	LfULG	Mittelwert
Wirtschaftsdünger	Düngung je Fruchtart und LVG	2000/2005	LfULG	Mittelwert
Kons. Bodenbearbeitung	Flächenanteil Mulchsaat je AfL	2000/2005	LfULG	Mittelwert
Zwischenfrucht/Untersaat	Flächenanteil je AfL	2000/2005	LfULG	Mittelwert
Siedlungswasserwirtschaft				
punktueller N- und P-Einträge	komm. Kläranlagen, ind. Direkteinleiter	2001/2005	LfULG	
Mengen- und Beschaffenheitsdaten				
Oberflächengewässer	Abflussdaten, N- und P-Frachten	2000–2005	LfULG	
Talsperren	Kenngrößen zu Talsperren > 50 ha	2006	LTV	
Grundwasser	Nitrat- und P-Konzentration	2005–2007	LfULG	Mittelwert

¹⁾ abgeleitet aus Bodenatlas Sachsen (Miller et al. 2007), Bodendauerbeobachtungsflächen des LfULG²⁾ Gauger et al. 2002, 2008

2.2 Naturräumliche Parameter und Flächennutzung

Naturraumregionen

Sachsen kann in drei Naturraumregionen gegliedert werden (Mannsfeld und Richter 1995), welche deckungsgleich mit den landwirtschaftlichen Wirtschaftsgebieten sind (vgl. Abbildung 13):

- die Sächsische Heide- und Teichlandschaft (Tiefeland)
- das Sächsische Lössgebiet
- und die Sächsischen Mittelgebirge und Vorländer

Gewässernetz

Das sächsische Gewässernetz zählt über 22 000 km Länge. Die wichtigsten sächsischen Flüsse sind:

Lausitzer Neiße, Schwarzer und Weißer Schöps, Spree, Schwarze Elster, Pulsnitz, Große Röder, Elbe, Zwickauer Mulde, Freiburger Mulde, Vereinigte Mulde, Flöha, Zschopau, Chemnitz, Pleiße, Weiße Elster.

Flächennutzung

Für die Modellierung der Nährstoffeinträge in sächsische Oberflächengewässer werden folgende Hauptnutzungsformen unterschieden: Acker, Grünland, Laubwald, Nadelwald, Obstbau, Weinbau, Gewässer, Siedlung und Sonstiges (überwiegend Rohstoffabbaugebiete).

Den Modellgittern wurde nach dem Dominanzprinzip die jeweilige Hauptnutzungsform unter Verwendung von InVeKoS und ATKIS (2007) zugeordnet.

In Tabelle 1 sind die Nutzungsverteilungen für die Naturraumregionen, welche den Wirtschaftsgebieten entsprechen, dargestellt.

Im Modellgitter sind die Anteile wie folgt verteilt:

Mit rund 40% beansprucht die ackerbauliche Nutzung den größten Flächenanteil. Mit ca. 30% bilden die Laub- und Nadelwälder die zweitgrößte Nutzungsform.

Die Anteile der Hauptnutzungsformen variieren je nach naturräumlichen Voraussetzungen. Beispielsweise dominiert im Sächsischen Lössgebiet die Ackernutzung mit 52%. Demgegenüber liegen die Waldflächenanteile mit 17% hier weit unter dem Landesdurchschnitt. Die Wälder haben in den Mittelgebirgen und im Tiefland einen Flächenanteil von über 40%. Die Flächenanteile von Grünland in den Mittelgebirgen sind mit fast 17% ungefähr doppelt so hoch wie im Lössgebiet oder im Tiefland.

Abbildung 4 zeigt die Verteilung der Hauptnutzungsformen auf Basis des 500-m-Modellgitters.

Bodentypen und Bodenartengruppen

Obwohl für das Gebiet des Freistaates Sachsen eine große Anzahl bodengeografischer und standortkundlicher Bearbeitungen vorliegen, steht eine zusammenfassende Darstellung zur Struktur der Bodendecke in Sachsen bis heute noch aus. Hierzu zählt auch eine auf den zahlreichen Vorläuferarbeiten basierende neu zu entwerfende Konzeptbodenkarte im mittleren Maßstab, die über die Verteilung der wichtigsten Bodenformen in Sachsen als Planungs- und Informationsquelle Auskunft geben soll.

Für die Einschätzung der wasserhaushaltlichen Gegebenheiten und der Stoffdynamik in Landschaftsräumen ist die Beachtung der Speicher- und Transformationsfunktion des Bodens von herausragender Bedeutung. Diese Bodenfunktionen werden für die Modellierung mit STOFF-BILANZ vorrangig aus den Parametern Bodentyp, Bodenart und Skelettgehalt der Böden abgeleitet. Weitere Größen wie Bodenfeuchte oder Humus- und Nährstoffgehalte gehen über Pedotransferfunktionen in die Berechnungen ein.

Aus der Bodenübersichtskarte (BÜK 200) konnten die Angaben zu Bodentypen, deren Arealverbreitung sowie den Bodenartengruppen entnommen und für die Rasterdarstellung in Sachsen aufbereitet werden (Abbildung 5 und 6). Entsprechend dem Maßstab wurden die Leitbodengesellschaften aggregiert, während die Begleitbodengesellschaften keine Beachtung finden konnten. Eine ausführliche Darstellung der sächsischen Böden ist im Bodenatlas (Freistaat Sachsen 1999) enthalten. Tabelle 3 führt die Bodenregionen mit ihren Leitbodengesellschaften auf.

In der Bodenregion der Altmoränenlandschaften in Nordsachsen, naturräumlich insbesondere durch die Heide- und Teichgebiete geprägt, treten Braunerde-Podsol-Leitbodengesellschaften sowie Gleye und Pseudogleye auf meist sandigen Substraten auf. Im Sächsischen Lössgebiet dominieren Lehm- und Sandschluffe die bodenbildenden Substrate. Die typischen Bodengesellschaften setzen sich aus Parabraunerden und Pseudogleyen zusammen. In den Mittelgebirgen und Vorländern, beherrscht durch das Auftreten von Lehmen und Lehmschluffen, überwiegen Bodengesellschaften aus Braunerden und Podsol-Braunerden, begleitet von Rankern in Kuppenlagen. Ranker und Regosole in Bergbaufolgelandschaften der Lausitz und im Mitteldeutschen Revier südlich von Leipzig machen 3% der Landesfläche aus.

Grundwasserführende Gesteinseinheiten

Hydrogeologische Angaben sind für die Erfassung von unterirdischen Stoffströmen und Umsetzungsprozessen unerlässlich. In Auswertung der Hydrogeologischen Karte für Sachsen (HÜK 200) ergibt sich hinsichtlich der grundwasserführenden Gesteinseinheiten eine Zuordnung der Mittelgebirge und Vorländer zum Festgesteinsbereich. Die in Nordsachsen gelegenen Gebiete der Heide- und Teichlandschaften liegen im Bereich der mächtigen quartären Deckschichten. Die Sedimente der größeren Auen werden als quartäre Talfüllungen separat vom Lockergesteinsbereich betrachtet. Eine Übergangszone bildet das Lössgebiet mit geringmächtigem Lockergestein über Festgestein (Abbildung 7).

Tabelle 3 Bodeneinheiten im Freistaat Sachsen (Quelle: Freistaat Sachsen 1999)

Bodenregion	Flächenanteil (%)	Leitbodengesellschaft
Bodenregion des Berg- und Hügellandes mit Tonschiefern, Metamorphiten und Magmatiten	33	<ul style="list-style-type: none"> ■ Ranker und Braunerde aus Hanglehm über basenreichem Festgestein ■ Braunerde aus Hanglehm über mäßig basenreichem Festgestein ■ Podsol-Braunerde aus Hanglehm über basenarmem Festgestein ■ Braunerde-Podsol aus Hanglehm über basenarmem Festgestein
Bodenregion des Berg- und Hügellandes mit Sandsteinen	2	<ul style="list-style-type: none"> ■ Podsol und Braunerde-Podsol aus Hangsand über Sandstein
Bodenregion der Löss- und Sandlösslandschaften	37	<ul style="list-style-type: none"> ■ Pseudogley aus Hanglehm über feinklastischem Rotliegendesedimenten ■ Pseudogley aus Hanglehm über grobklastischen Rotliegendesedimenten, Schwarzerde aus Löss ■ Schwarzerde aus Sandlöss, örtlich über tiefem Moränenlehm, Schmelzwassersand oder Fluvigeröll ■ Parabraunerde aus Löss ■ Parabraunerde aus Sandlöss ■ Pseudogley aus Löss ■ Pseudogley aus Sandlöss
Bodenregion der Altmoränenlandschaften	19	<ul style="list-style-type: none"> ■ Braunerde aus Kryolehmsand ■ Braunerde-Podsol aus Fluvisand ■ Pseudogley aus Kryosand über Geschiebelehm ■ Gley aus Fluvisand
Bodenregionen der Flusslandschaften	6	<ul style="list-style-type: none"> ■ Vega, Gley, Auengley
	3	<ul style="list-style-type: none"> ■ Rohböden und Ah/C-Böden aus anthropogen umlagerten natürlichen Substraten

Tabelle 4 Reliefeigenschaften der Naturraumregionen

Parameter	MW	Min	Max	STD
Heide- und Teichlandschaft				
mittlere Geländehöhe [m]	137	47	405	33
mittlere Hangneigung [°]	1,4	0	57	2
mittlere Gewässerdistanz [km]	1,3	0	26	2,5
Lössgebiet				
mittlere Geländehöhe [m]	213	39	587	85
mittlere Hangneigung [°]	3	0	63	3,3
mittlere Gewässerdistanz [km]	0,8	0	15	1
Mittelgebirge und Vorland				
mittlere Geländehöhe [m]	492	108	1214	157
mittlere Hangneigung [°]	6,5	0	65	5,3
mittlere Gewässerdistanz [km]	0,6	0	18	0,7

MW – Mittelwert, Min – Minimum, Max – Maximum, STD – Standardabweichung

Tabelle 5 Klimaparameter der Naturraumregionen (Jahresmittelwerte)

Naturraumregion	N [mm/a]	ET0 [mm/a]	T [°C]
Sächsische Heide- und Teichlandschaft	686	601	8,9
Sächsisches Lössgebiet	738	586	8,6
Sächsische Mittelgebirge und Vorland	909	535	7,2

Tabelle 6 Vergleich der nutzungstypabhängigen atmosphärischen N-Deposition für Sachsen zwischen 1999 und 2004

Nutzungstyp	N _{atm} [kg/ha]		
	1999	2004	Differenz
Acker	19,4	17,2	-2,2
Grünland	20,5	17,7	-2,8
Obstbau	19,5	17,0	-2,4
Weinbau	18,1	17,0	-1,1
Laubwald	37,2	36,6	-0,6
Nadelwald	36,8	35,6	-1,1
Siedlung	30,1	31,7	+1,7
Sonstiges	24,3	13,5	-10,8
Gewässer	16,2	12,2	-4,0

Relief

Die Reliefausprägung wird in Tabelle 4 für die Naturraumregionen anhand der Eigenschaften Geländehöhe, Hangneigung und Gewässerdistanz (mittlere Fließwegedistanz des Gitterelementes zum Oberflächengewässer) dargestellt.

Die Abbildungen 8 bis 10 veranschaulichen die räumliche Ausprägung der genannten Reliefeigenschaften. Naturgemäß steigen die Geländehöhen vom Tiefland bis zu den Hochlagen der Mittelgebirge an. Gleichzeitig nehmen die Standardabweichungen zu, welche die höheren Reliefunterschiede kennzeichnen. Ein ähnliches Verhalten zeigen die statistischen Kennzahlen für die Hangneigung. Hingegen verhalten sich die mittleren Gewässerdistanzen genau umgekehrt. Sie nehmen vom Tiefland zum Mittelgebirge hin ab, ebenso die Standardabweichung. Dies kennzeichnet ein dichteres Gewässernetz in den Mittelgebirgen gegenüber dem Lössgebiet und dem Tiefland.

Klima

Die Aussagen zur klimatischen Differenzierung Sachsens basieren auf Datenerhebungen und Darstellungen des amtlichen Messnetzes des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Es wurde auf die Datenreihe 1961/2005 Bezug genommen. Die Gras-Referenzverdunstung ETO wurde programmintern berechnet. Die klimatischen Verhältnisse in Sachsen sind von unterschiedlichen Einflüssen bestimmt:

- dem maritim-kontinentalen Formenwandel,
- dem orographischen Formenwandel,
- den azonalen Erscheinungen (Luv-/Lee-Effekte, Regenschattengebiete).

Beim Vergleich der Naturraumregionen treten die durch die Gebirge bedingten orographischen Effekte am deutlichsten hervor. In Tabelle 5 sind für jede der Naturraumregionen die Jahresmittelwerte für den langjährigen mittleren Jahresniederschlag (N), die Gras-Referenzverdunstung (ETO) und die Temperatur (T) aufgeführt.

Die Abbildung 11 zeigt die mittleren Jahresniederschläge in Sachsen im 500-m-Raster für die Jahresreihe 1961/2005. Der gesamte mittlere Jahresniederschlag in Sachsen beträgt 785 mm, davon entfallen auf die Sommermonate (Mai – Oktober) 433 mm und auf die Wintermonate (November – April) 352 mm. Von der Sächsischen Heide- und Teichlandschaft mit im Mittel 686 mm steigen die Niederschläge in den Mittelgebirgen bis auf über 900 mm an. Umgekehrt nehmen mit steigender Geländehöhe die Jahresmitteltemperatur und die potenzielle Evapotranspiration ab.

Atmosphärische Deposition

Eine wesentliche Komponente bei der Erfassung diffuser Stoffeinträge bildet die atmosphärische Stickstoffdeposition N_{atm} .

Zur Verfügung standen die im 1-km²-Raster als Punktdaten vorliegenden N-Depositionsdaten des Umweltbundesamtes für die Jahre 1999 und 2004 (Gauger et al. 2002, 2008). Die atmosphärische N-Deposition wurde für verschiedene Landnutzungstypen ausgewiesen. Diesen wurden die Hauptnutzungsformen von STOFFBILANZ zugeordnet. Entsprechend der Hauptnutzungsform eines Gitterelementes erfolgte die GIS-gestützte Zuweisung der atmosphärischen N-Deposition (Abbildung 12).

Die niedrigsten mittleren N-Depositionsraten mit weniger als 20 kg N ha⁻¹a⁻¹ weisen Acker- und Gewässerflächen auf. Maximale N-Depositionsraten von über 80 kg N ha⁻¹a⁻¹ können in Laub- und Nadelwäldern auftreten.

Insgesamt zeigt sich im Vergleich beider Jahreszeiträume eine leichte Abnahme der atmosphärischen N-Deposition (Tabelle 6).

Allgemein besitzen die Hauptnutzungsformen in den Mittelgebirgen im Durchschnitt 30% höhere mittlere N-Depositionsraten als im Tiefland. Die N-Depositionsraten für Gewässer steigen sogar um mehr als das Doppelte an. Die regelhafte Steigerung der N-Gesamtdeposition vom Tiefland zu den Mittelgebirgen steht in Zusammenhang mit der Zunahme der Niederschläge.

Für P wird von einer flächenbezogenen mittleren Depositionsrate von 0,4 kg ha⁻¹a⁻¹ ausgegangen (u. a. Behrendt et al. 1999).

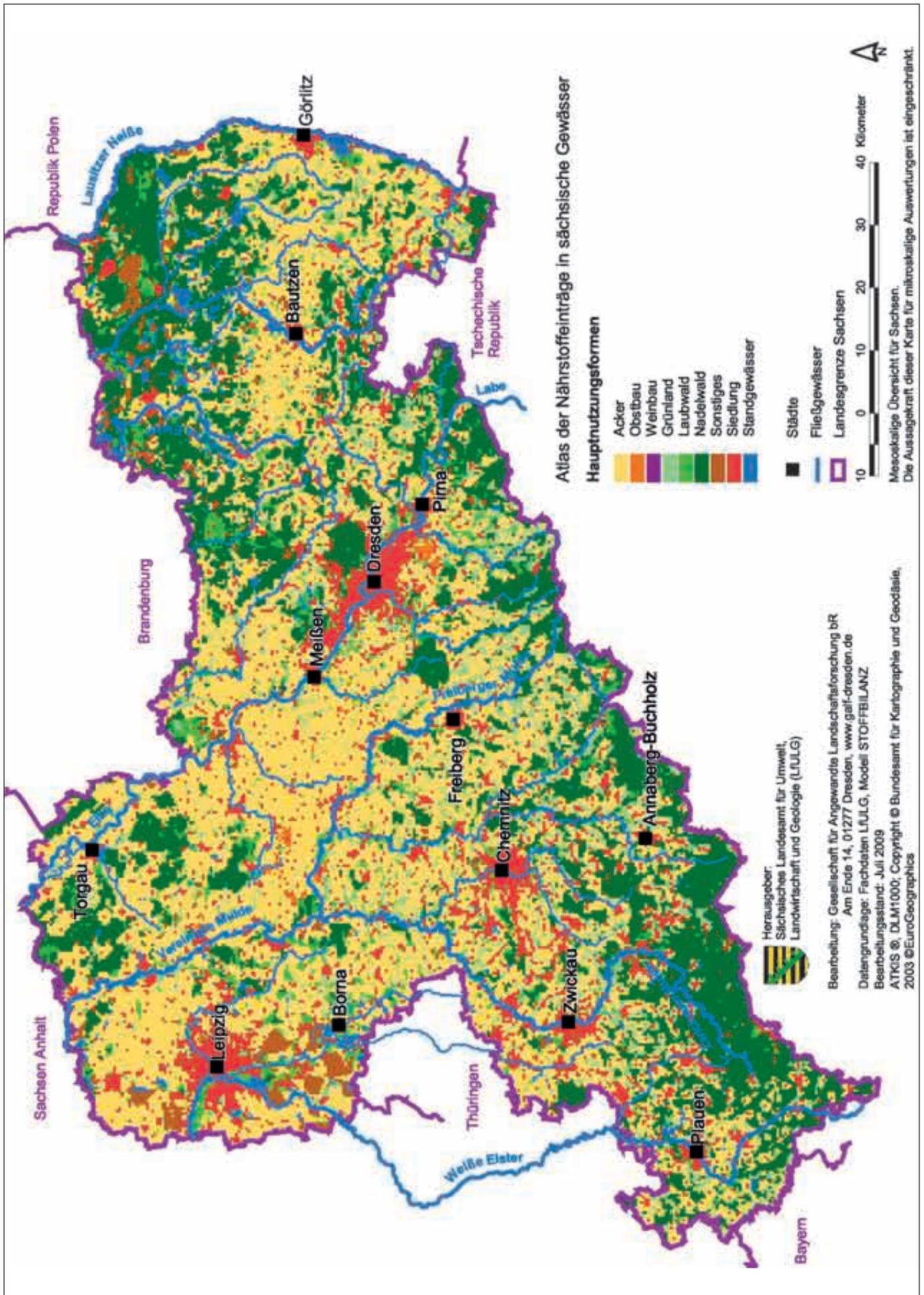


Abbildung 4 Hauptnutzungsformen in Sachsen

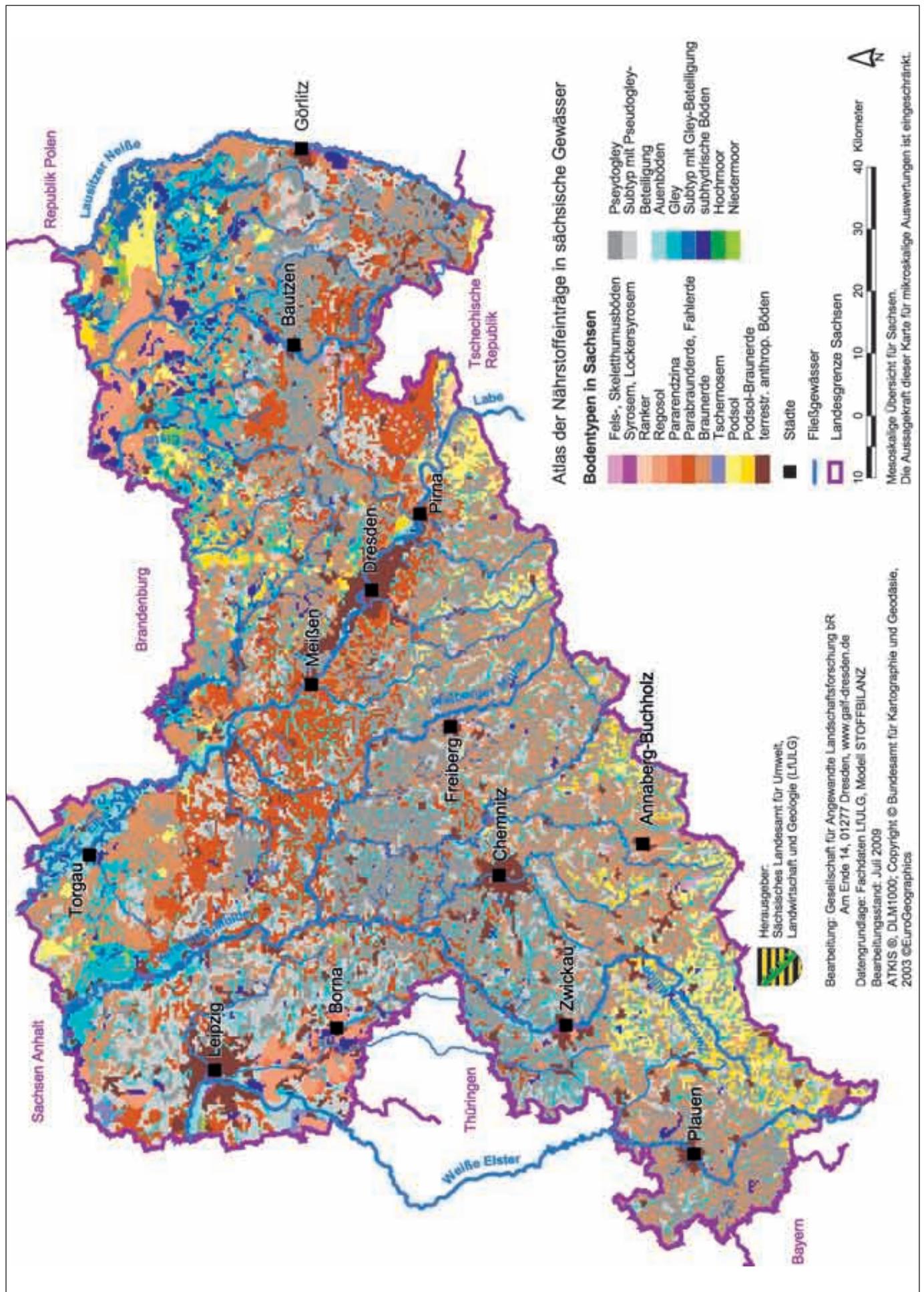


Abbildung 5 Verteilung der Bodentypen in Sachsen

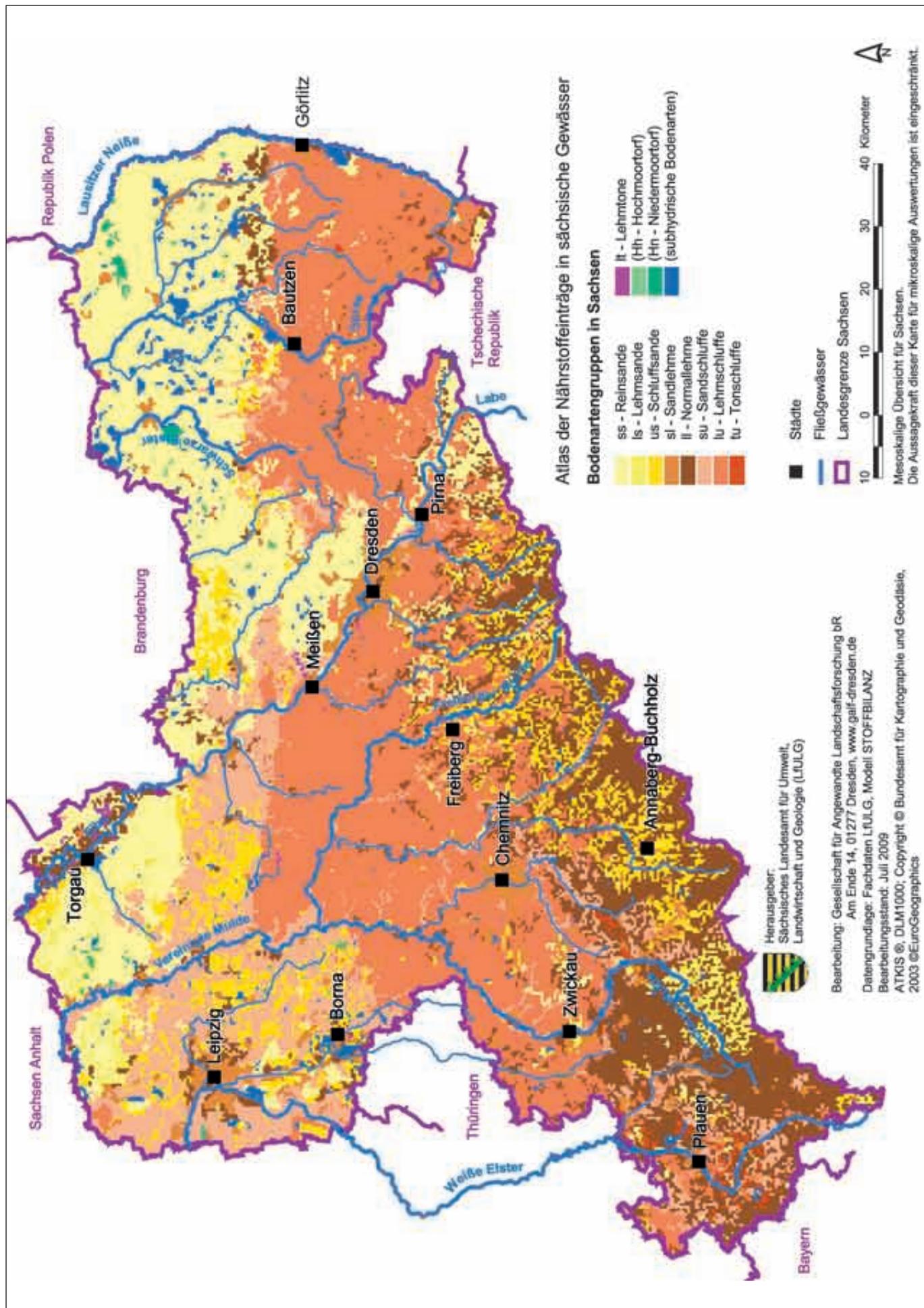


Abbildung 6 Verteilung der Bodenarten in Sachsen (Bodenartengruppen)

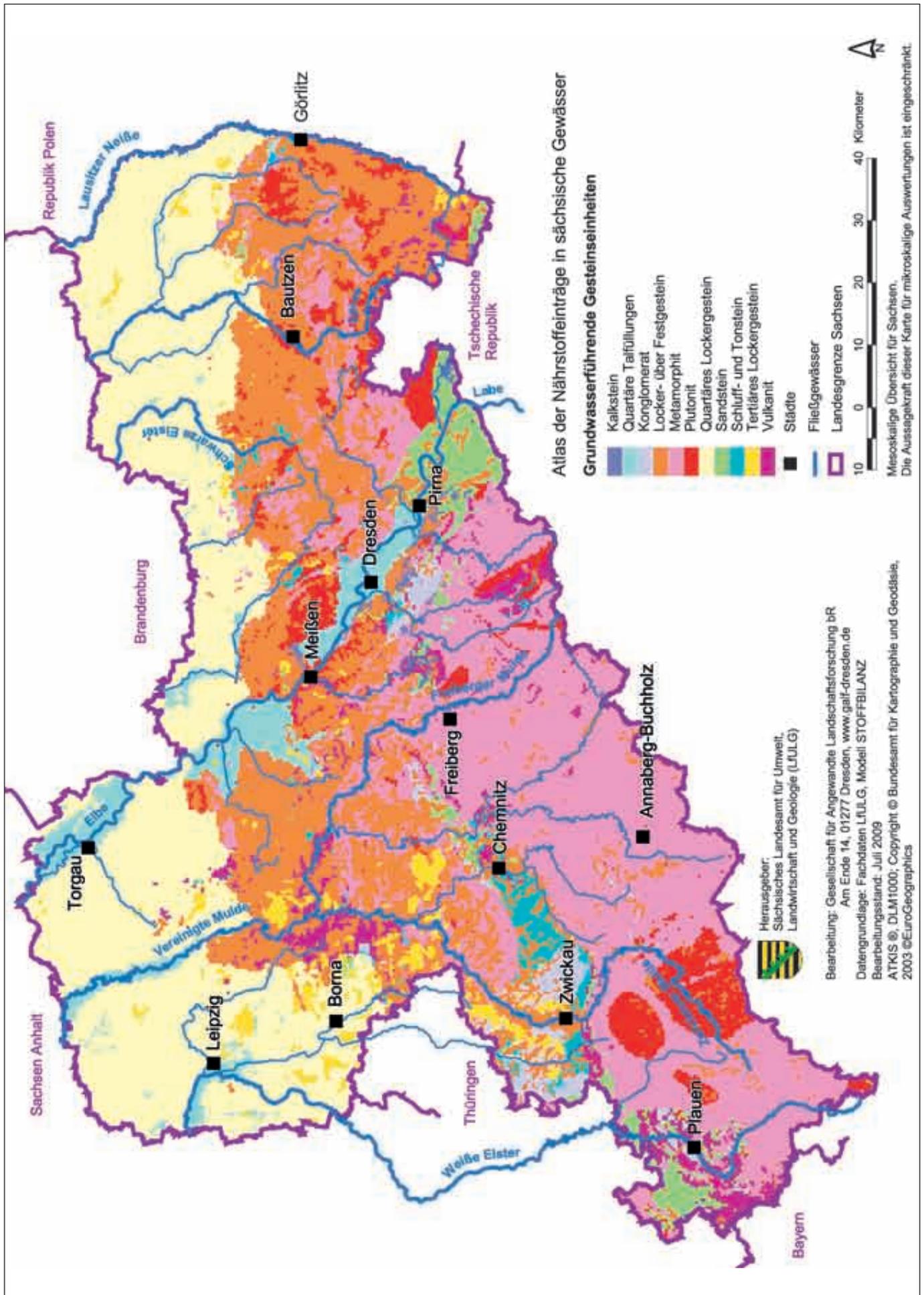


Abbildung 7 Grundwasserführende Gesteinseinheiten in Sachsen

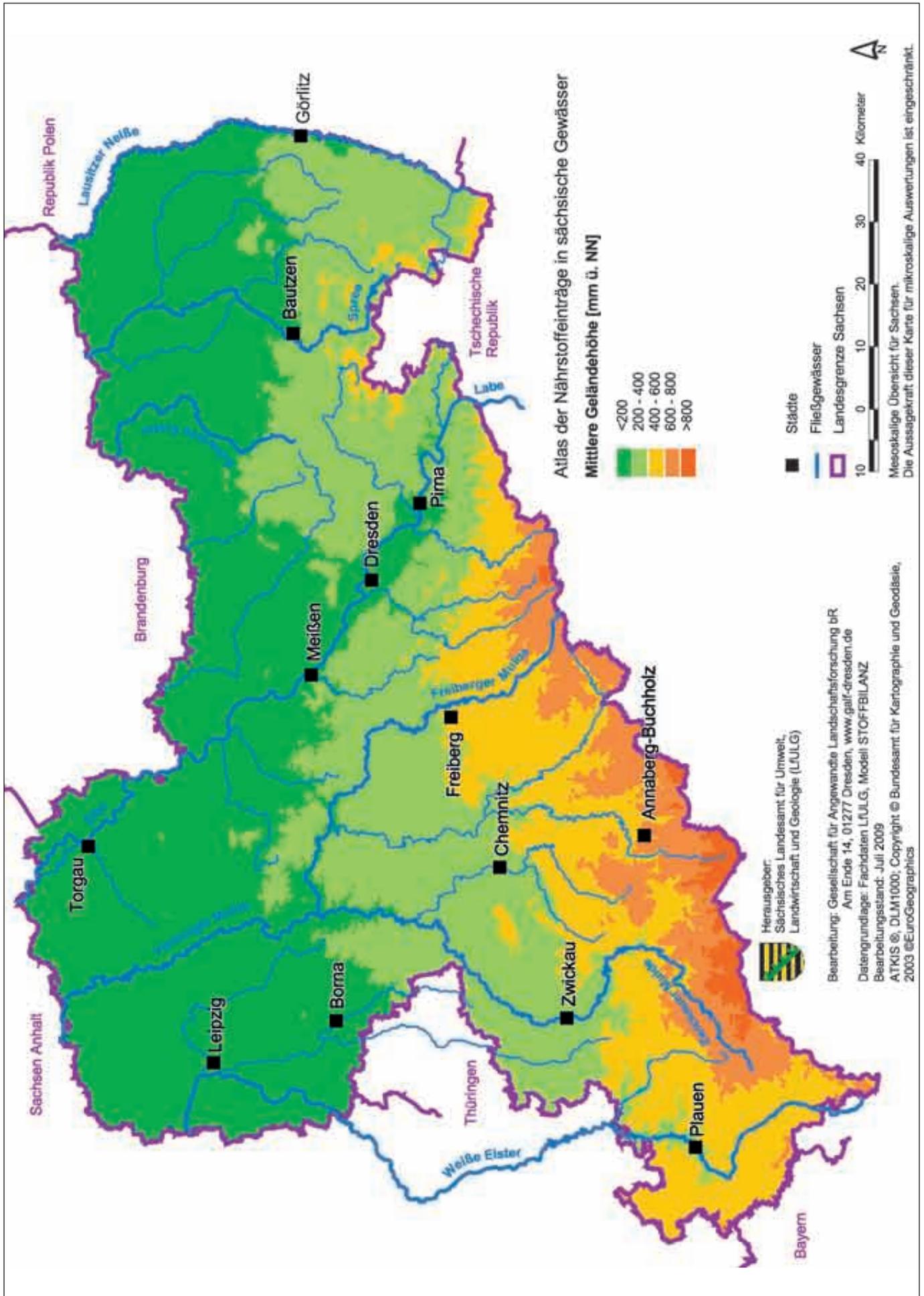


Abbildung 8 Mittlere Geländehöhen in Sachsen

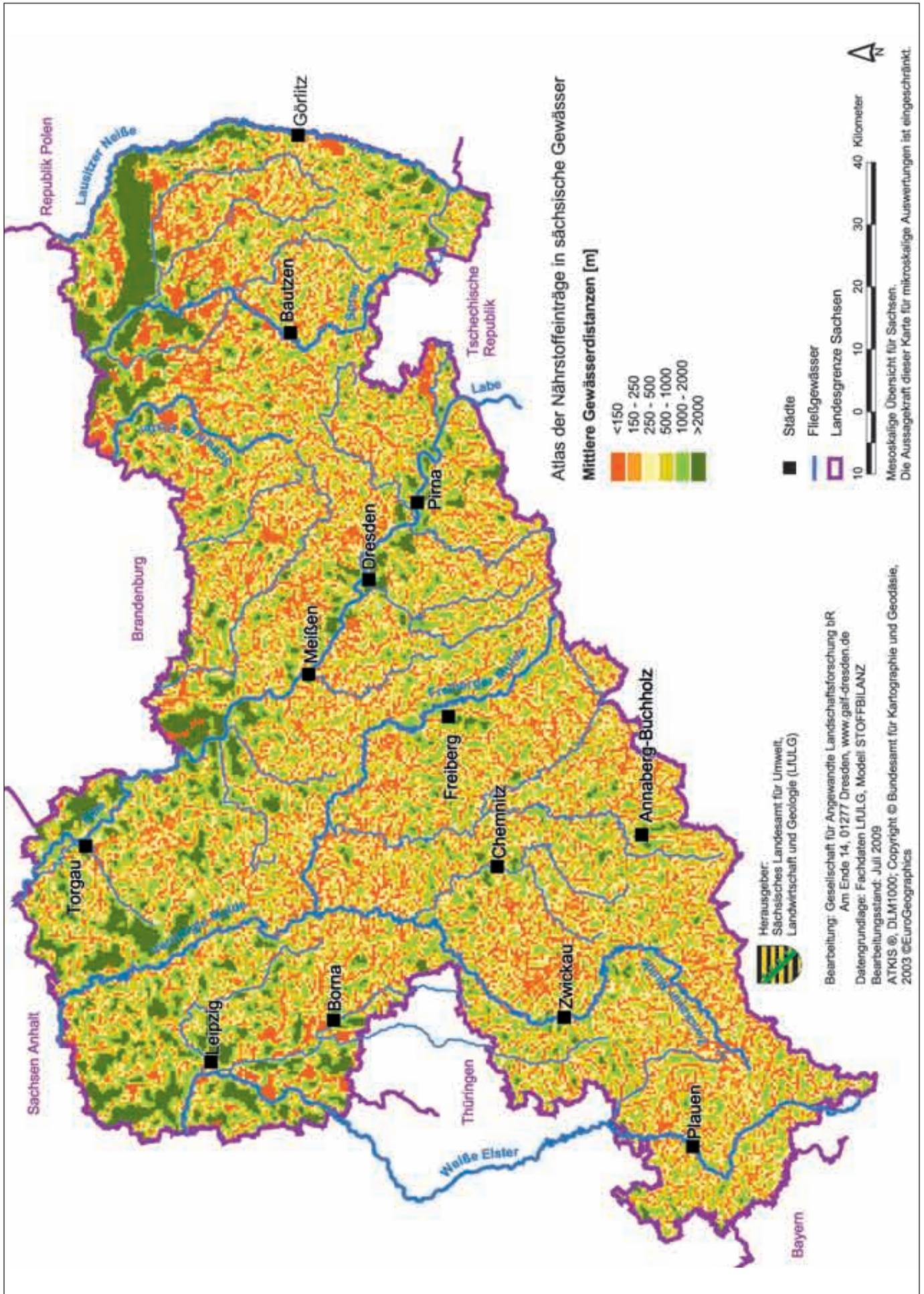


Abbildung 9 Mittlere Distanzen zu Oberflächengewässern in Sachsen

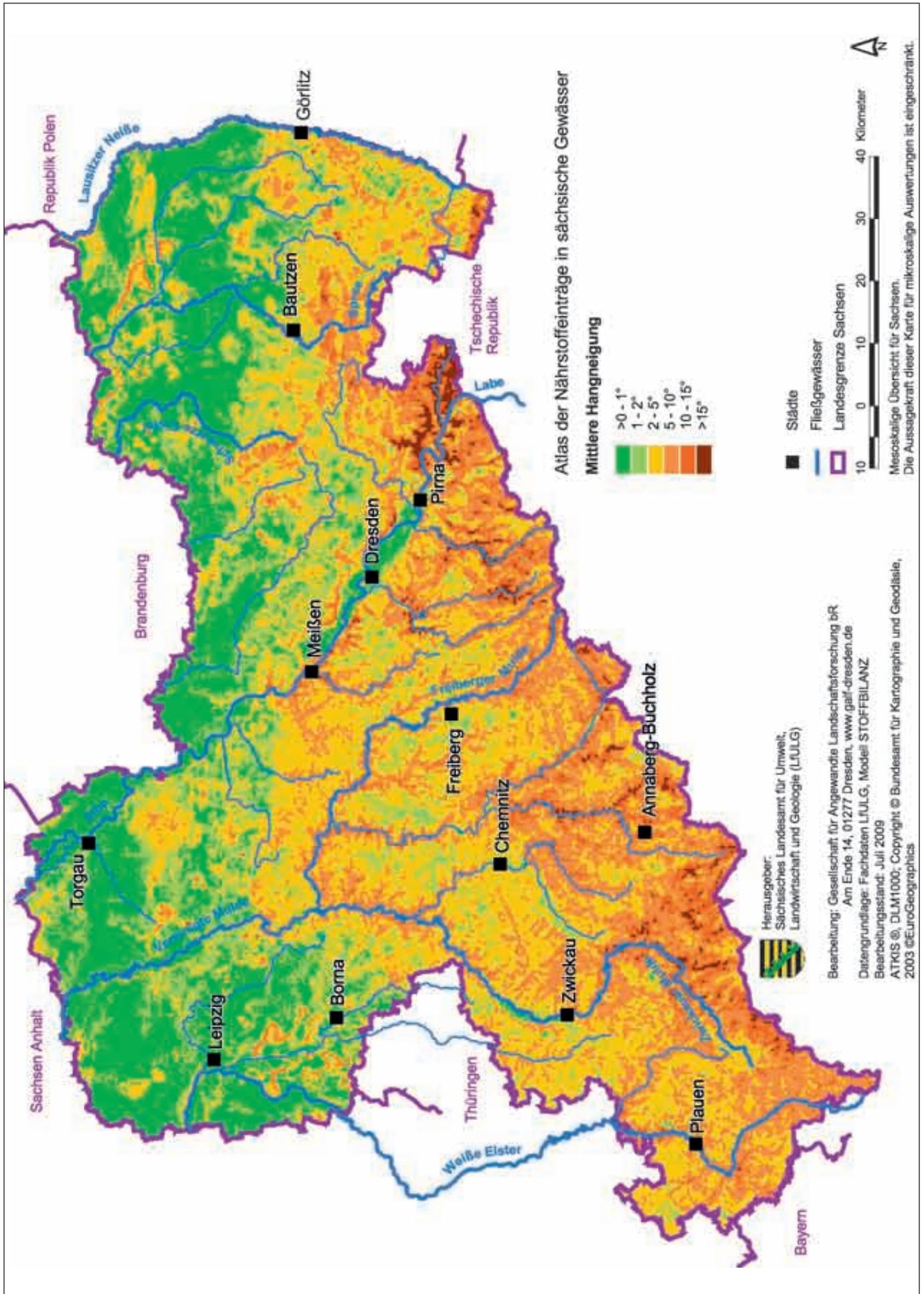


Abbildung 10 Mittlere Hangneigung in Sachsen

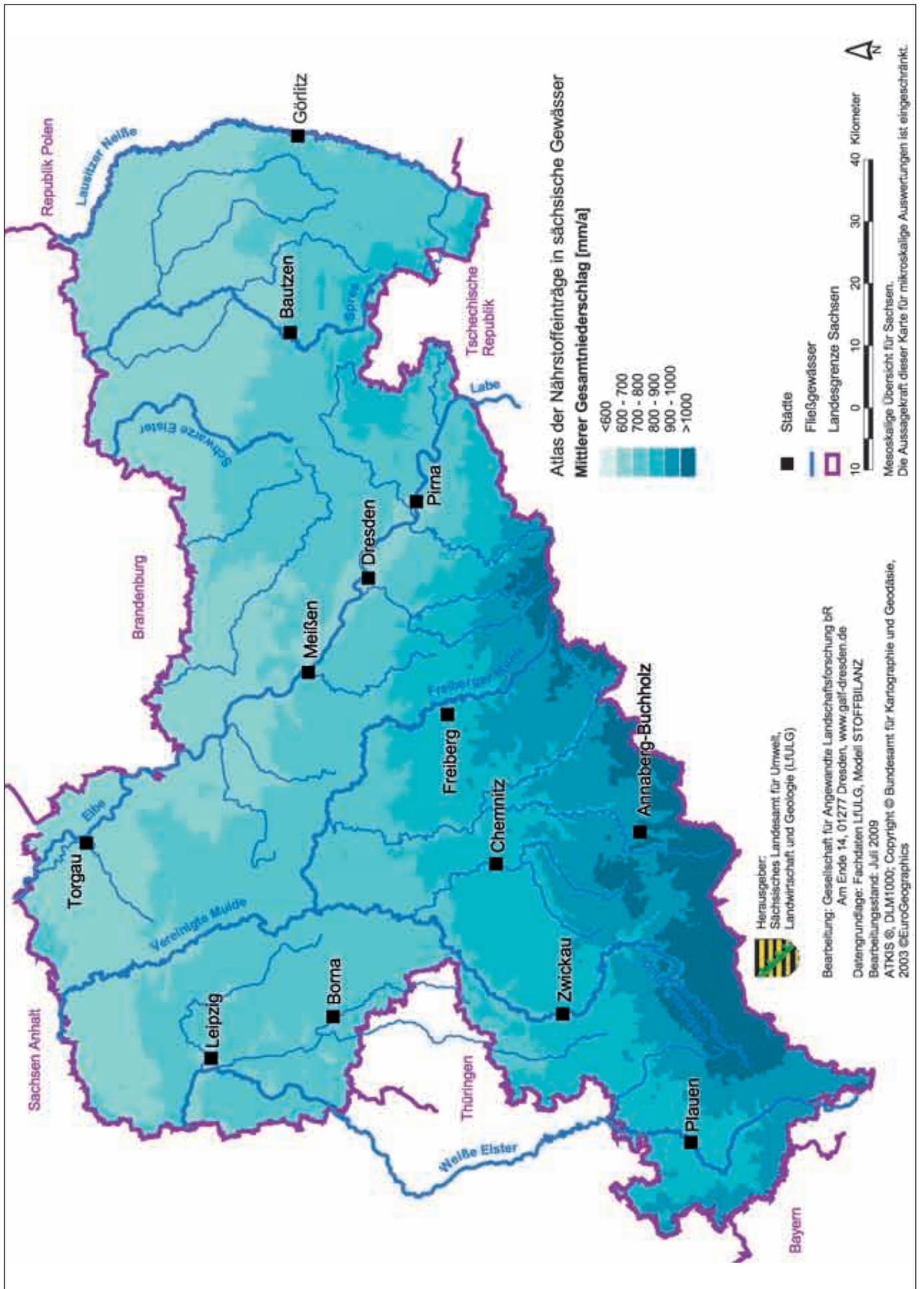


Abbildung 11 Mittlerer Jahresniederschlag in Sachsen für die Zeitreihe 1961/2005

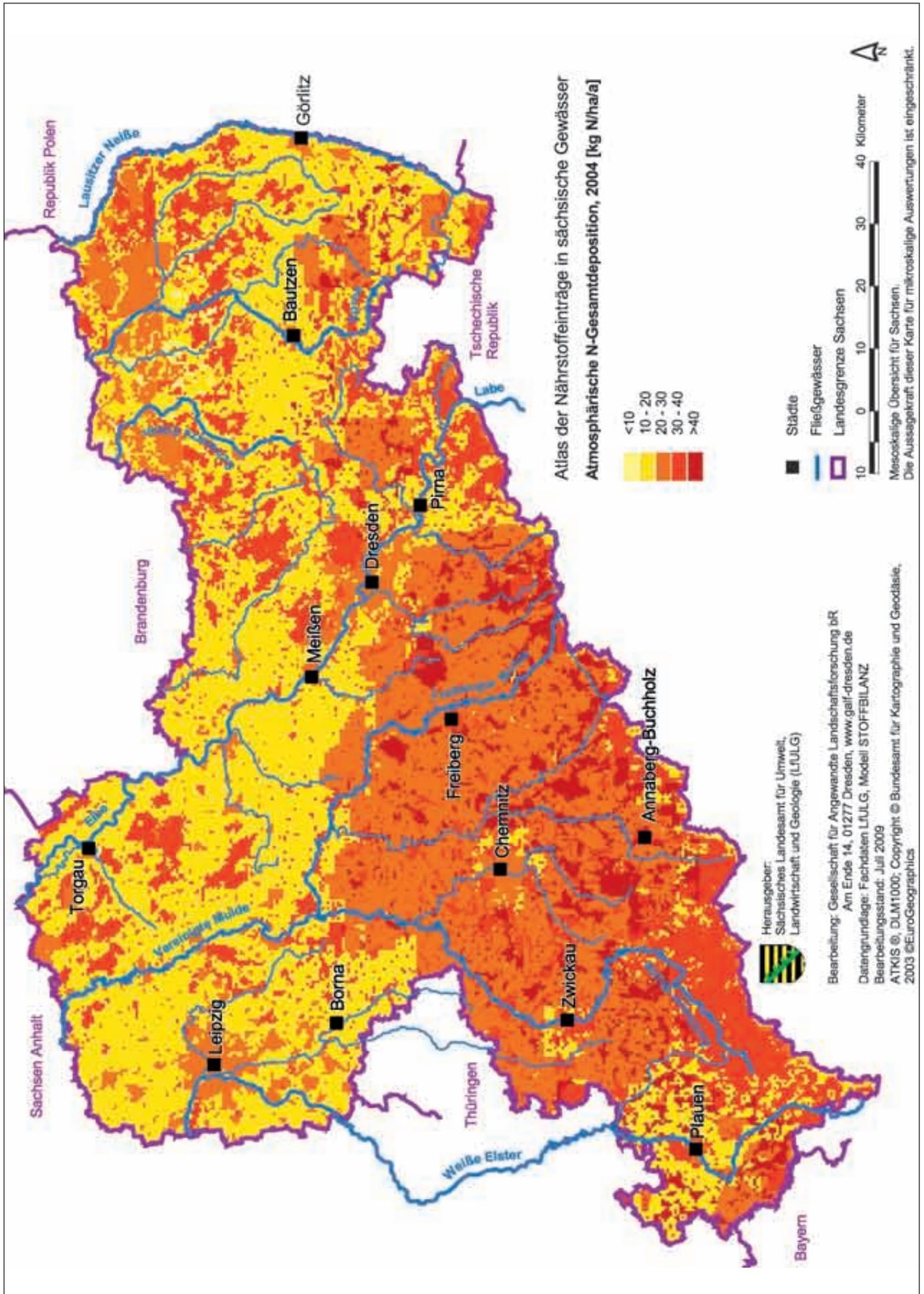


Abbildung 12 Mittlere atmosphärische N-Deposition für das Jahr 2004

2.3 Raum-Zeit-Ebenen

Zeitebene

Im Modell STOFFBILANZ erfolgen die Berechnungen mit einer Zeitschrittweite von einem Jahr. Je nach einbezogener Datengrundlage können mittlere Systemzustände abgebildet werden.

Raumebenen

Landwirtschaftliche Wirtschaftsgebiete und Vergleichsgebiete

Ziel der landwirtschaftlichen Wirtschaftsgebiete ist es, die Unterschiede der natürlichen Bedingungen (Boden, Klima, Wasserversorgung, Höhenlage und Relief) für die landwirtschaftliche Produktion zu regionalisieren (Otto et al. 2003). Die Wirtschaftsgebiete orientieren sich an der naturräumlichen Gliederung und entsprechen den Naturraumregionen (Abbildung 13). Eine weitere naturräumliche Differenzierung erfolgt auf der Ebene der landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete (LVG) unter besonderer Berücksichtigung von Boden- und Klimafaktoren.

Administrative Gliederung

Das sächsische Territorium gliedert sich administrativ in drei Direktionsbezirke, zehn Landkreise und drei kreisfreie Städte sowie 491 politisch selbständige Gemeinden (Stand 2009, Abbildung 15). Die größten Gemeinden sind die Städte Dresden (328 km²), Leipzig (297 km²) und Chemnitz (221 km²).

Wasserwirtschaftliche Planungsebenen

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verpflichtet die Mitgliedstaaten Fließgewässer, Seen, Übergangsgewässer, Küstengewässer und das Grundwasser in Flussgebietseinheiten zu bewirtschaften. Flussgebietseinheiten können aus einem oder mehreren Einzugsgebieten zusammengesetzt sein.

Der Freistaat Sachsen hat Anteile an zwei Flussgebietseinheiten – der Elbe und der Oder. In den Flussgebietseinheiten erfolgt zum Zwecke der Bearbeitung eine Zusammenfassung der einzelnen Gewässereinzugsgebiete zum Beispiel zu Teilbearbeitungsgebieten oder Koordinierungsräumen (vgl. Abbildung 14). Innerhalb der Einzugsgebiete sind die sogenannten Wasserkörper die eigentlichen Einheiten zur Bewertung und Bewirtschaftung der Gewässer. Jeder Wasserkörper soll vorbehaltlich ggf. erforderlicher Inanspruchnahme von Ausnahmen nach Artikel 4 WRRL bis 2015 einen guten Zustand erreichen (SMUL [Hrsg.] 2005).

Der Oberflächenwasserkörper (OWK) ist die kleinste räumliche Bezugs- und Bewertungseinheit in der WRRL für die Beurteilung des Oberflächenwassers. Ein OWK ist ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines oder mehrerer Oberflächengewässer (EG 2000). Im Folgenden wird der Begriff des Oberflächenwasserkörpers nicht nur für den betreffenden Gewässerabschnitt selbst, sondern für sein Eigeneinzugsgebiet verwendet. In den sächsischen Teilen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder gibt es 617 Fließgewässer-Wasserkörper und 34 Standgewässer-Wasserkörper und damit 651 Oberflächenwasserkörper, die sich ganz oder überwiegend auf sächsischem Gebiet befinden und von Sachsen federführend bearbeitet werden. Weitere 35 Fließgewässer-Wasserkörper liegen mit kleineren Anteilen auf sächsischem Gebiet und werden von angrenzenden Bundesländern oder Tschechien federführend bearbeitet. Zudem gibt es entlang der sächsischen Grenzen an 27 Stellen Einzugsgebietsteile, deren zugehörige Oberflächenwasserkörper nicht in Sachsen liegen. Insgesamt gibt es somit auf sächsischem Territorium Einzugsgebiete bzw. -anteile von 713 Oberflächenwasserkörpern.

Die konkreten Umweltziele nach Art. 4 WRRL für OWK sind folgende:

- Verschlechterungsverbot für den Zustand von Oberflächenwasserkörpern
- Oberflächenwasserkörper werden geschützt, verbessert und saniert, mit dem Ziel, bis 2015 einen guten Zustand für Oberflächenwasserkörper zu erreichen
- für künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper gelten das gute ökologische Potenzial und der gute chemische Zustand als Ziele für 2015
- die Verschmutzung durch prioritäre Stoffe soll schrittweise reduziert werden, indem deren Einleitungen, Emissionen und Verluste beendet werden

Der Grundwasserkörper (GWK) ist die kleinste räumliche Bezugs- und Bewertungseinheit in der WRRL für die Beurteilung des Grundwassers. Die WRRL gibt eine Gesamtbewirtschaftung in Flussgebietseinheiten vor, sodass die GWK den Teileinzugsgebieten zugeordnet sind, die durch die oberirdischen Einzugsgebietsgrenzen begrenzt werden (Abbildung 16). In den sächsischen Teilen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder sind insgesamt 83 Grundwasserkörper (GWK) oder länderübergreifende Teile von GWK abgegrenzt (LfUG [Hrsg.] 2005). 51 GWK liegen vollständig auf sächsischem Gebiet und somit in der Bearbeitungszuständigkeit des Freistaates Sachsen. 19 der weiteren 32 nur teilweise auf sächsischem Gebiet liegenden GWK werden ebenfalls von Sachsen federführend bearbeitet, da hier der flächenmäßig größere Anteil auf sächsischem Gebiet liegt. Somit befinden sich insgesamt 70 GWK in der federführenden Bearbeitungszuständigkeit des Freistaates Sachsen. Die übrigen 13 GWK mit sächsischen Gebietsanteilen befinden sich in den federführenden Bearbeitungszuständigkeiten der sächsischen Nachbarbundesländer Thüringen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Bayern.

Die konkreten Umweltziele nach Art. 4 WRRL für GWK sind folgende:

- Einleitungen von Schadstoffen sollen begrenzt und weitgehend verhindert werden
- Verschlechterungsverbot für den Zustand von Grundwasserkörpern
- Grundwasserkörper werden geschützt, verbessert und saniert, mit dem Ziel, bis 2015 einen guten Zustand für Grundwasserkörper zu erreichen
- Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahme und Grundwasserneubildung
- Trendumkehr bei maßgeblichen und anhaltenden Steigerungen von Schadstoffkonzentrationen infolge menschlicher Tätigkeit, um danach die Verschmutzung schrittweise zu reduzieren

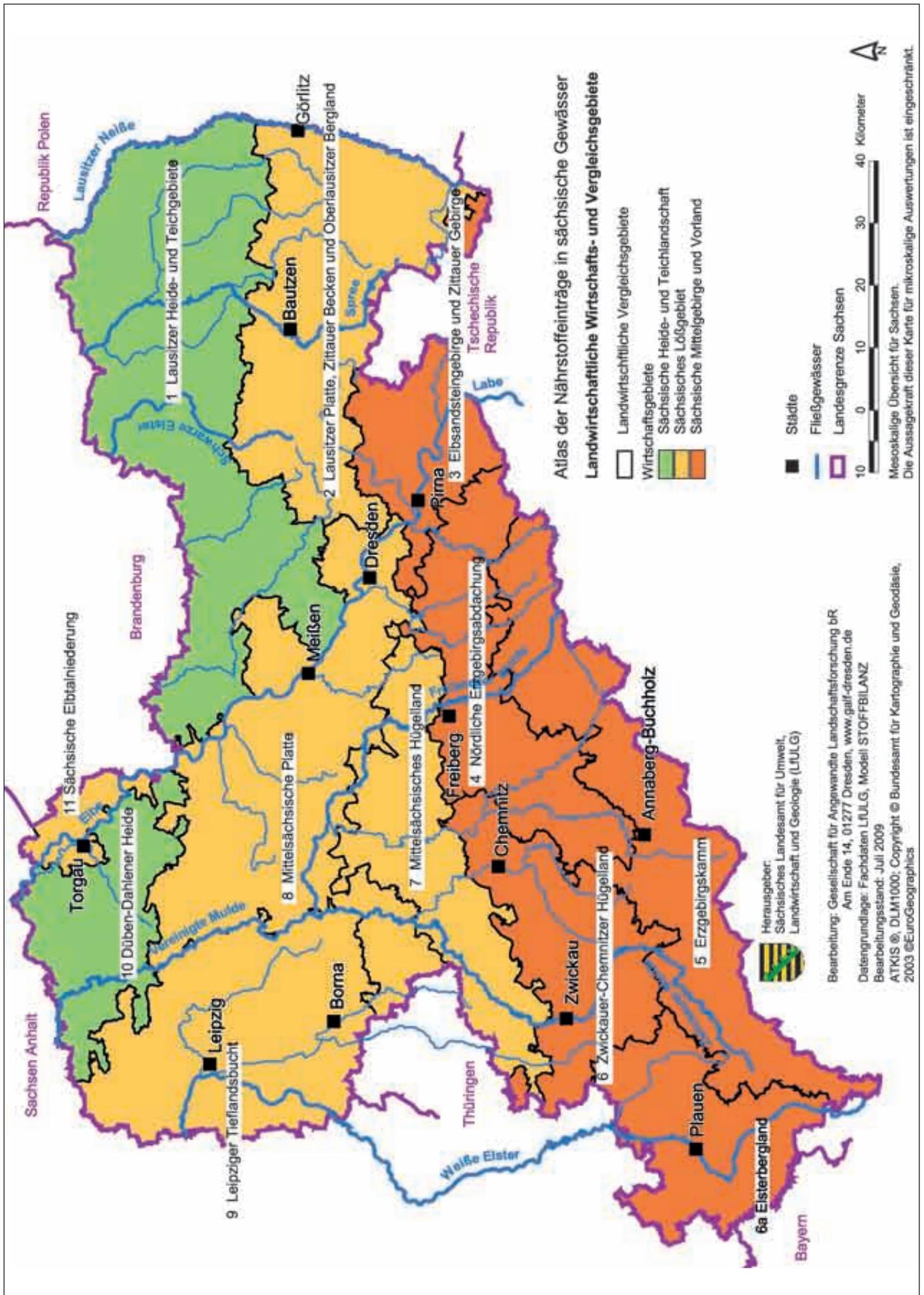


Abbildung 13 Landwirtschaftliche Wirtschaftsgebiete und Vergleichsgebiete in Sachsen

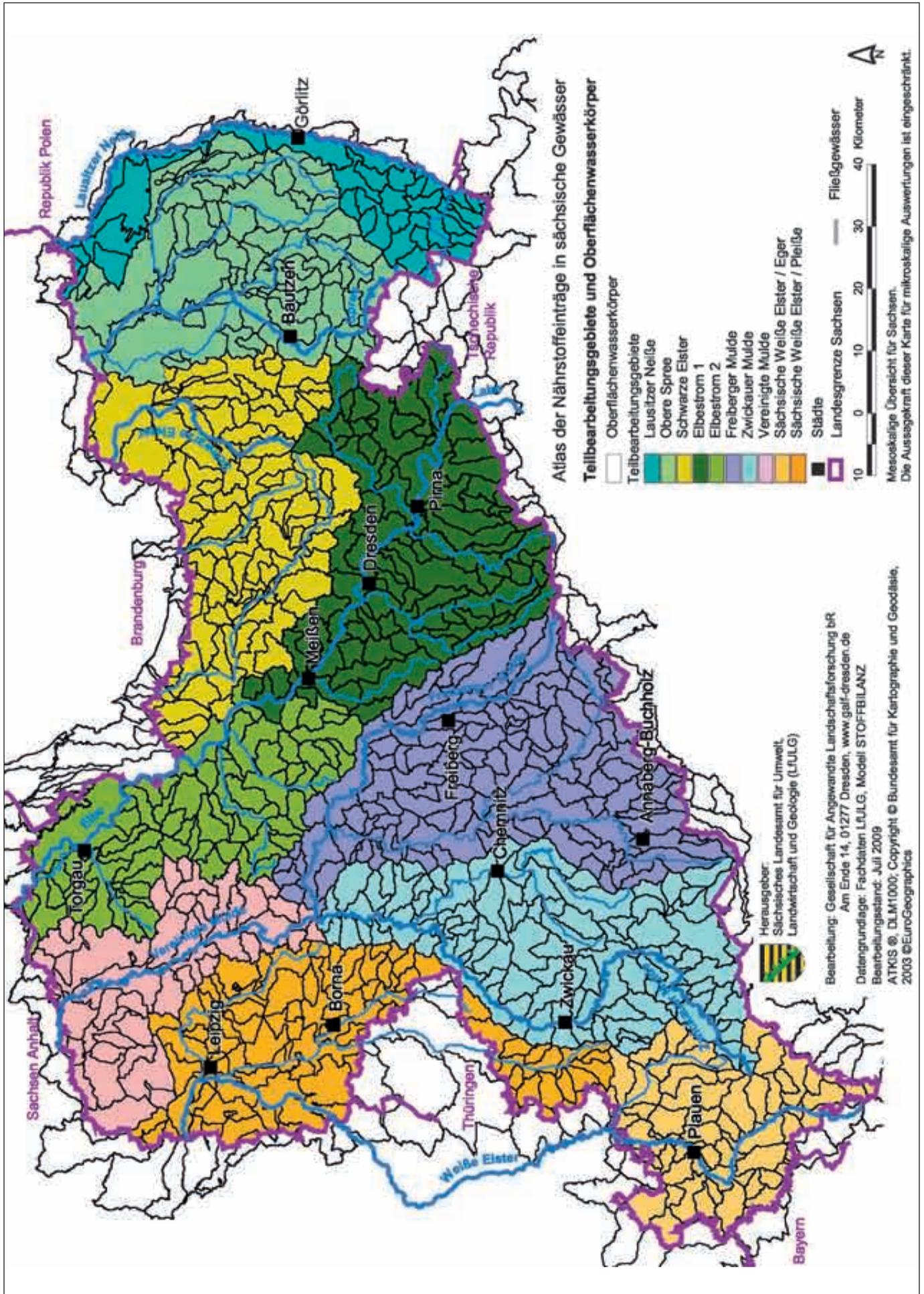


Abbildung 14 Oberflächenwasserkörper (inklusive Einzugsgebiet) und Teilbearbeitungsgebiete

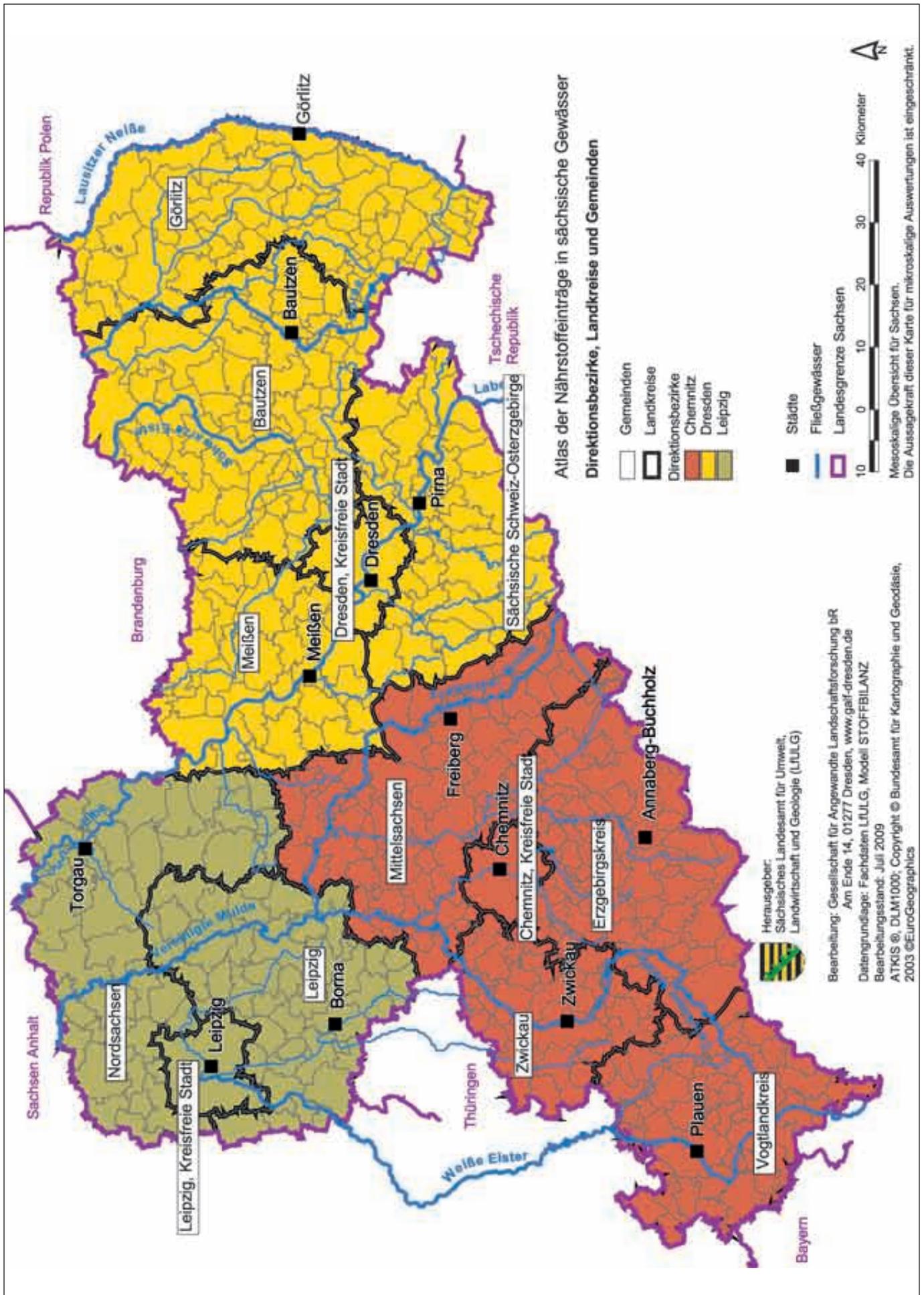


Abbildung 15 Direktionsbezirke, Kreise und Gemeinden

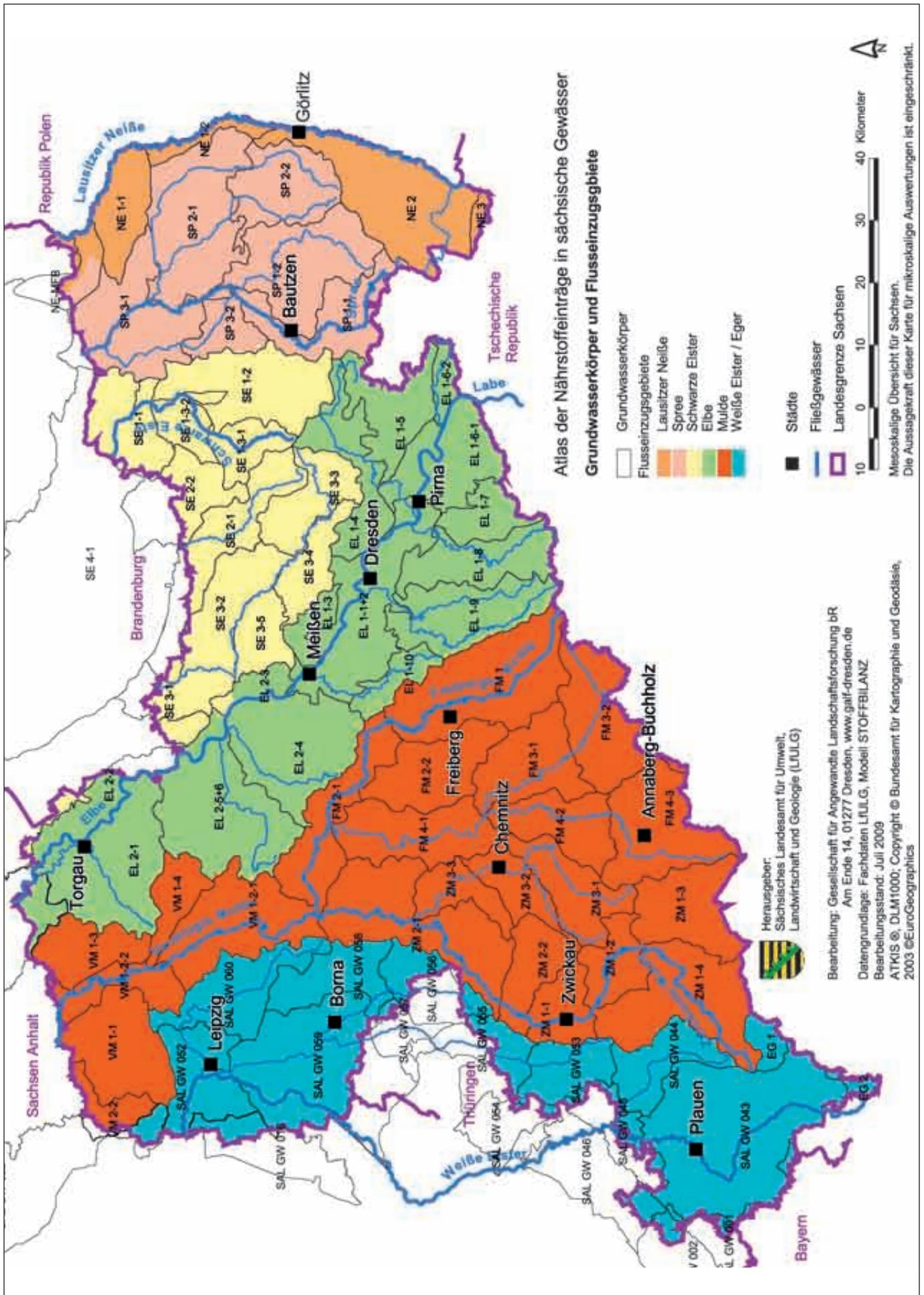


Abbildung 16 Grundwasserkörper und Flusseinzugsgebiete

3 Modellierung von Nährstoffeinträgen mit STOFFBILANZ

3.1 Modellphilosophie

Grundlagen

Das Modell STOFFBILANZ ist ein Verfahren zur flussgebietspezifischen Ermittlung und Quantifizierung diffuser Stoffausträge aus der Fläche und deren Eintrag in die Gewässer. Der Grundstein für die Modellentwicklung wurde Mitte der 90er Jahre durch eine Arbeitsgruppe am Lehrstuhl Landschaftslehre/Geoökologie an der TU Dresden gelegt (z. B. Mannsfeld et al. 1998, Mannsfeld et al. 2000, Gebel 2000, Halbfaß 2005). 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. 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)
- Analyse von Stoffsenken
- Identifizierung von Risikogebieten und potenziellen Herkunftsflächen (Critical Source Areas)
- Aggregation auf unterschiedlichen Raumebenen (z. B. OWK, GWK)

Bei der Aggregation, Interpretation und fachlichen Weiterverwendung der Eingangsdaten und Ergebnisse sind sowohl die mesoskalige Auflösung der Modellanwendung als auch die begrenzten räumlichen und inhaltlichen Auflösungsschärfen der Eingangsdaten zu beachten. Die methodischen Grundlagen des Modells werden in den folgenden Kapiteln beschrieben. Weitere Einzelheiten zu Berechnungsalgorithmen sind der Modellerläuterung (www.stoffbilanz.de) zu entnehmen.

Technologie

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 Modellsatzes STOFFBILANZ die webbasierte grafische Benutzeroberfläche STOFFBILANZ-Viewer 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 Grafischen Benutzeroberfläche (GUI) waren insbesondere Übersichtlichkeit, eine intuitive Bedienung und ein professionelles Layout (Abbildung 17 und 18).

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

Ausgewählte Daten bzw. Ergebnisse zum vorliegenden »Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« sind unter der Internetadresse www.viewer.stoffbilanz.de verfügbar.

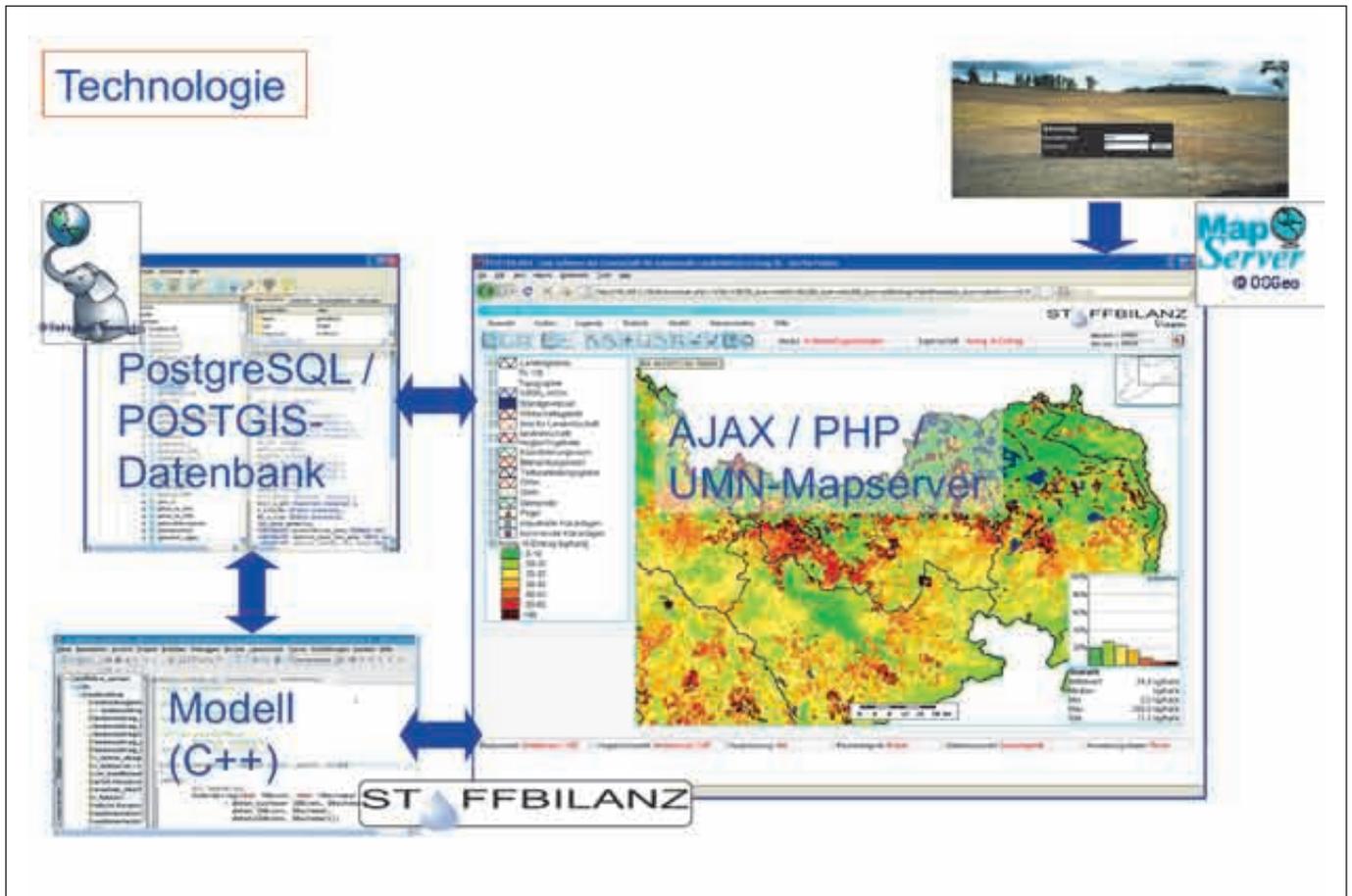


Abbildung 17 Modell- und Softwarekomponenten

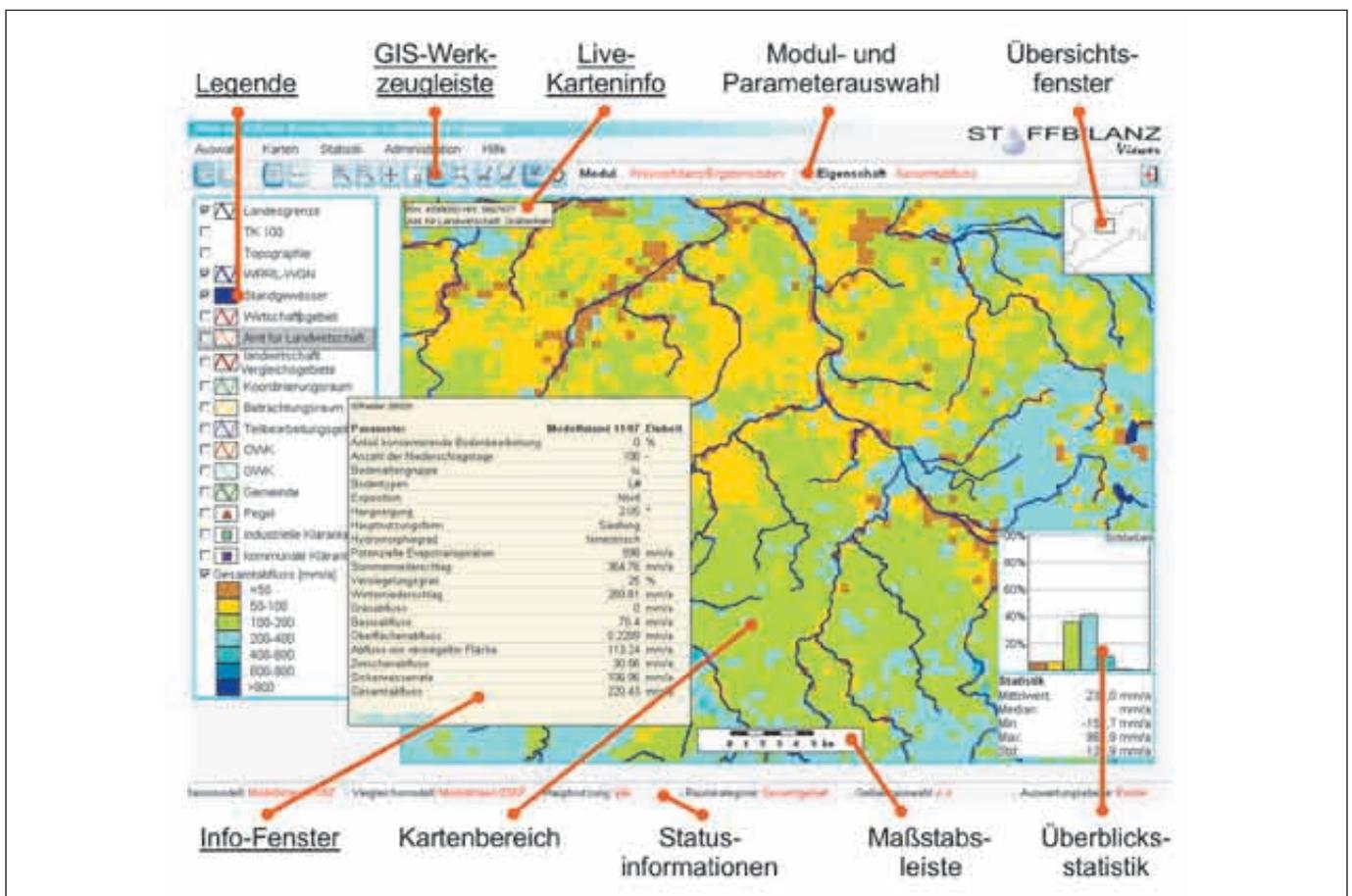


Abbildung 18 Graphische Benutzeroberfläche des webbasierten Viewers

3.2 Wasserhaushalt

Methoden

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

Der Gesamtabfluss R ergibt sich aus der Summe der Teilabflüsse Oberflächenabfluss RO (inklusive Abfluss von versiegelter Fläche), Drainabfluss RD , Zwischenabfluss RI und Grundwasserabfluss RG .

Die Ableitung des Oberflächenabflusses und des Abflusses von der versiegelten Fläche erfolgt nach einem modifizierten Curve-Number-Verfahren (US SCS 1972, Halbfaß 2005). Der Oberflächenabfluss wird nur für hydrologisch angebundene Flächenanteile berechnet.

Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss werden auf Basis der Sickerwasserrate SW unter Einbeziehung von Abflussquotient und Expositionsfaktor bestimmt (Wessolek et al. 2008, Ad-hoc-AG Boden 2003, Röder 1997, Wessolek 1997). 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 Drainabflusses erfolgt auf dem gedrähten Flächenanteil analog zur Vorgehensweise der Berechnung der Infiltration (nach Ad-hoc-AG Boden 2003) auf ungedrähten Flächen, wobei auf die Einbeziehung des kapillaren Aufstiegs verzichtet wird. Der Anteil gedrähter Flächen für die Hauptnutzungsformen Acker und Grünland wird programmintern in Abhängigkeit vom Bodentyp festgelegt (vgl. Behrendt et al. 1999).

Resultate und Karten

Die Wasserbilanz für Sachsen ergibt im Mittel der Jahresreihe 1961 bis 2005 die in Tabelle 7 dargestellten Kennwerte. Zusätzlich sind die Fremdwasserzuflüsse des tschechischen Einzugsgebietes der Elbe, des Einzugsgebietes der Lausitzer Neiße und des thüringischen Einzugsgebietes der Weißen Elster zu berücksichtigen.

Der Gesamtabfluss teilt sich entsprechend Abbildung 19 auf die einzelnen Abflusskomponenten auf. Diese Aufteilung ist regional sehr unterschiedlich. Einen Eindruck von der Variabilität der Abflussaufteilung vermittelt Abbildung 20 für die Naturraumregionen.

In allen drei Naturraumregionen besitzen die Grundwasserabflüsse stets die höchsten Anteile am Gesamtabfluss und die Oberflächenabflüsse die kleinsten Anteile. Erwartungsgemäß nimmt der Anteil des Oberflächenabflusses vom Tiefland zum Mittelgebirge zu. Entgegengesetzt verringert sich der Anteil des Grundwasserabflusses in den Mittelgebirgen und neben dem Oberflächenabfluss nimmt der Zwischenabfluss (Interflow) aufgrund der Reliefverhältnisse deutlich zu. Auffällig ist der vergleichsweise hohe Anteil des Drainabflusses im Sächsischen Lössgebiet, welcher insbesondere auf die staunässebeeinflussten Böden zurückzuführen ist.

Die räumlichen Ausprägungen der einzelnen Abflusskomponenten und des Gesamtabflusses vermitteln die Abbildungen 22, 23, 24, 25 und 26. Die höchsten Abflussraten werden in den niederschlagsreicheren Mittelgebirgen, insbesondere im Erzgebirge und Vogtland gebildet. Im Gegensatz dazu zählt die im Regenschatten des Harzes liegende Leipziger Tieflandsbucht mit Gesamtabflüssen von teilweise weniger als 100 mm zu den trockensten Regionen Sachsens.

Ein Vergleich mit Abflussdaten an 39 Beschaffenheitsmessstellen zeigt Abbildung 21. Lediglich die Messstelle OBF 22100 (Kleine Spree) wurde bei der Berechnung des Bestimmtheitsmaßes ($r^2 = 0,90$) ausgeklammert, da der Pegel aufgrund der speziellen wasserhaushaltlichen Gegebenheiten in Zusammenhang mit dem Braunkohlebergbau (siehe Flutungssteuerungsmodell GRMSTEU) als nicht repräsentativ anzusehen ist.

Tabelle 7 Langjähriger mittlerer Niederschlag (N), reale Evapotranspiration (ETa) und Gesamtabfluss (R) für die Naturraumregionen in Sachsen (1961–2005)

Wirtschafts- gebiet	N [mm/a]	ETa [mm/a]	R [mm/a]
Heide- und Teichlandschaft	686	518	168
Lössgebiet	738	563	175
Mittelgebirge und Vorland	909	584	325
Sachsen	785	560	225

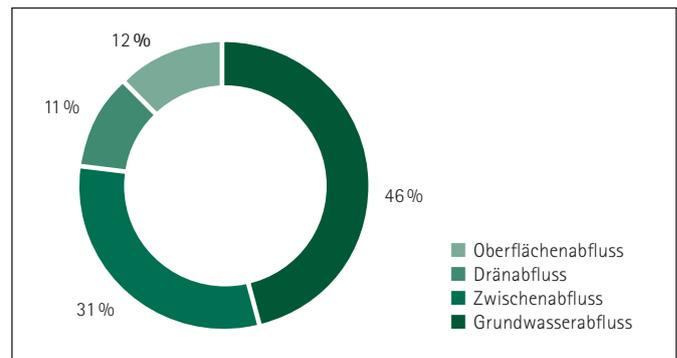


Abbildung 19 Prozentuale Verteilung der Abflusskomponenten (Oberflächenabfluss inklusive Abfluss von versiegelter Fläche)

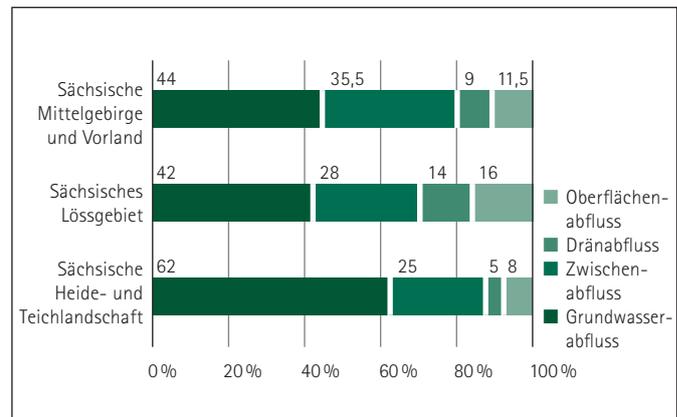


Abbildung 20 Prozentuale Verteilung der Abflusskomponenten der Naturraumregion (Oberflächenabfluss inklusive Abfluss von versiegelter Fläche)

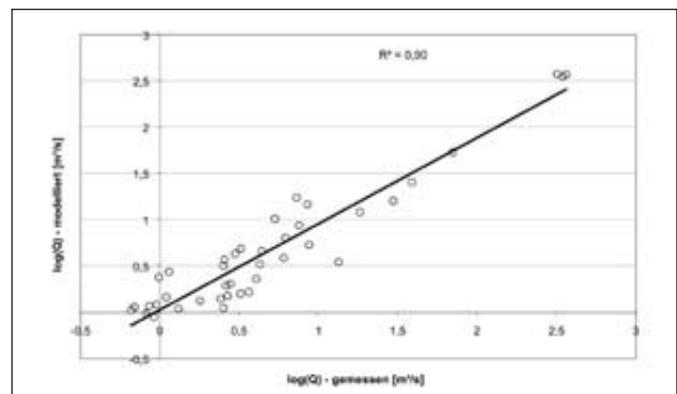


Abbildung 21 Vergleich zwischen modelliertem Gesamtabfluss und gemessenem Gesamtabfluss

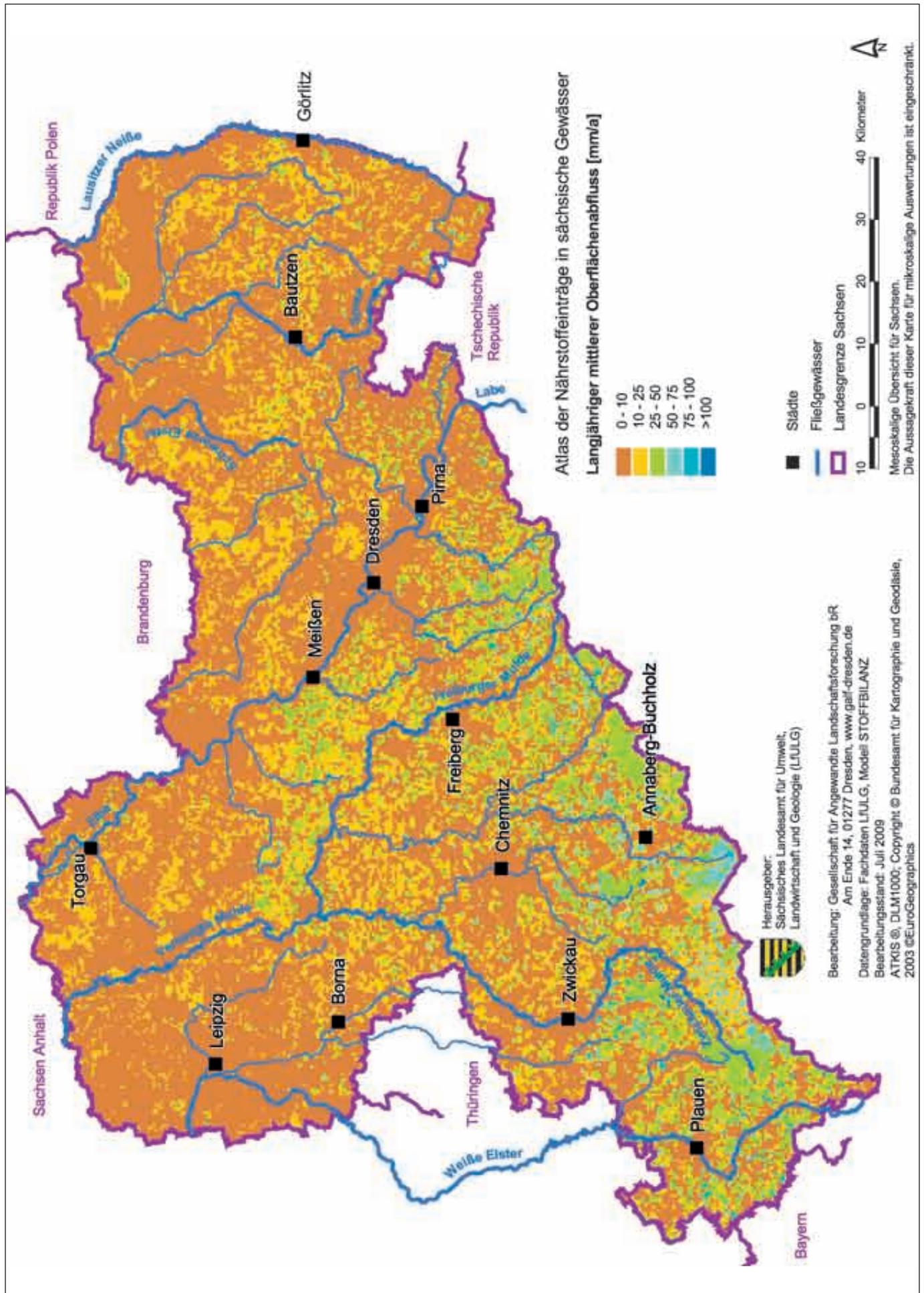


Abbildung 22 Modellierter langjähriger Oberflächenabfluss auf der unversiegelten Fläche für Sachsen

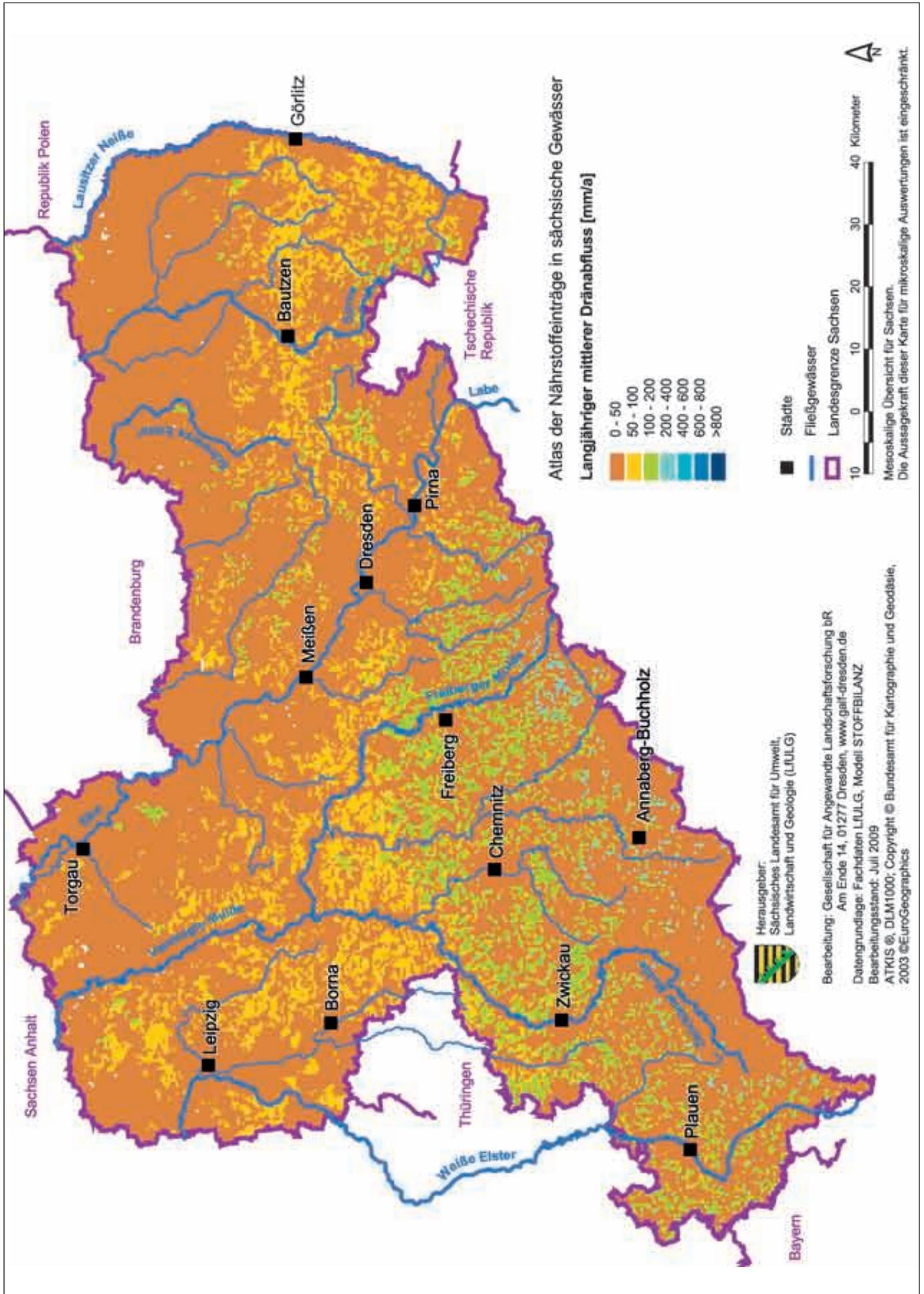


Abbildung 23 Modellierter langjähriger Drainabfluss für Sachsen

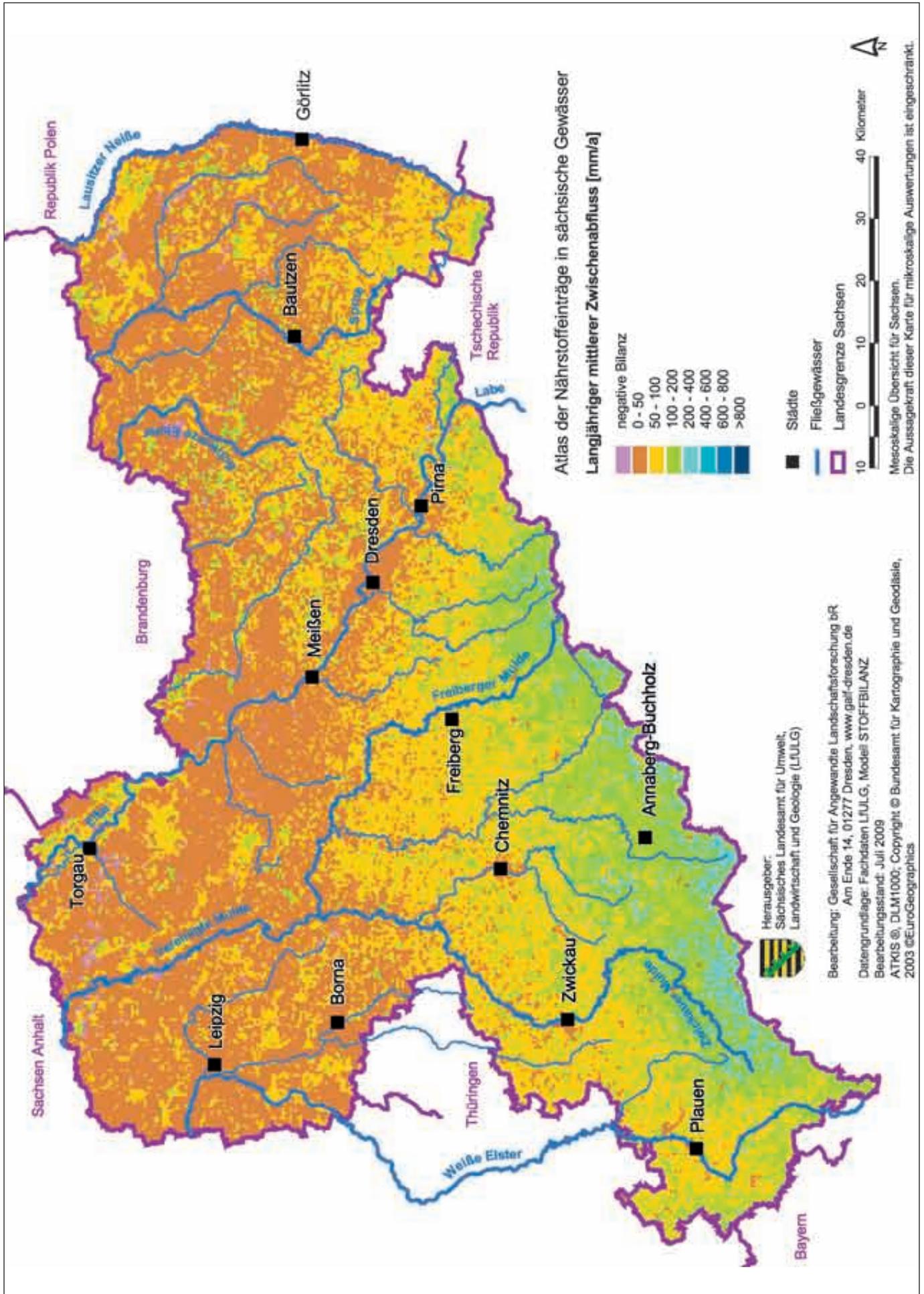


Abbildung 24 Modellierter langjähriger Zwischenabfluss für Sachsen

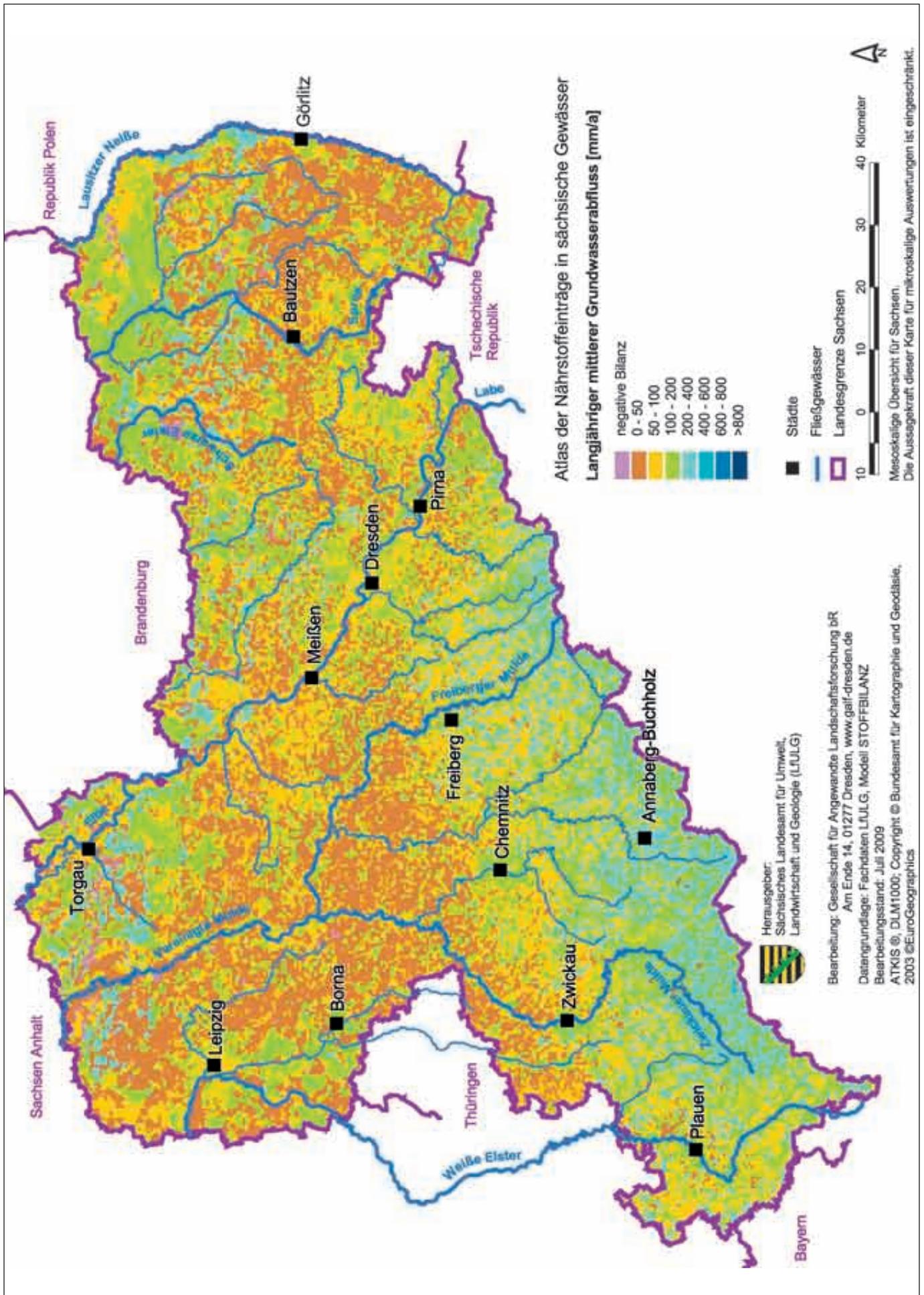


Abbildung 25 Modellierter langjähriger Grundwasserabfluss für Sachsen

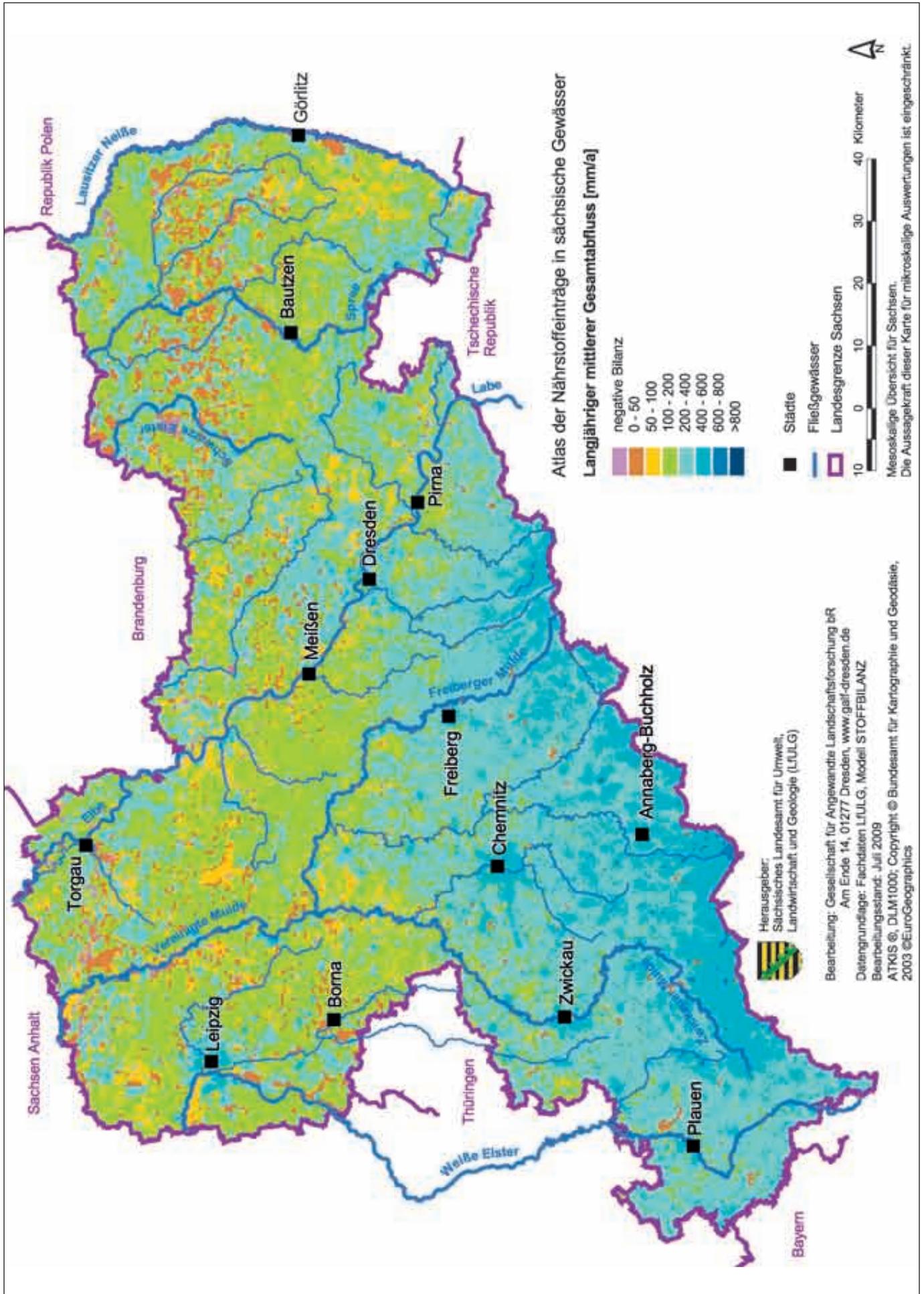


Abbildung 26 Modellierter langjähriger Gesamtabfluss für Sachsen

3.3 Bodenerosion und Sedimenteintrag

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

Methoden

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
- C Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags unter bestimmten Bewirtschaftungsbedingungen (z. B. Kulturpflanze, Anbautechnik) zur Schwarzbrache
- S Hangneigungsfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges gegebener Neigung zum Standardhang der USLE¹ (9% Neigung)
- L Hanglängenfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges gegebener Länge zum Standardhang der USLE (22 m Länge, Wischmeyer & Smith 1978)
- 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-Daten) nach Auerswald (2002) für konventionell und konservierend bearbeitete Ackerflächen. Mit diesem Verfahren können 91 % der Variation der exakten C-Faktoren erfasst 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).

Sedimenteintrag in Oberflächengewässer infolge Bodenerosion

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 von naturräumlichen und nutzungsbedingten Faktoren können weitere Quellen für die Sedimentbelastung der Gewässer auftreten, zum Beispiel:

- Fließgewässererosion
- Sedimenteintrag über Drainagen
- 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 $1 t \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für Industriegebiete die Hauptquellen (University of Wisconsin-Extension 1997). Von Bauplätzen wurden sogar Erosionsraten von 14 bis $18 t \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geschätzt. Zu beachten sind die im Vergleich zu Ackerflächen hohen Sedimenteintragsraten. Konzentrationen von abfiltrierbaren Stoffen zwischen ca. 100 und 340 mg l^{-1} werden von Kiehlhorn (2005) angegeben. In STOFFBILANZ bleiben die oben genannten Sedimentquellen in der Emissionsbilanz derzeit 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 infolge von Bodenerosion durch Wasser 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 Sedimentlieferungsfunktion in Abhängigkeit von wichtigen Einflussgrößen
- die Ausweisung von wahrscheinlichen Hauptlieferungsbereichen für den Sedimenteintrag in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser (Hot Spots, Source Areas)
- die Quantifizierung des Sedimenteintrags

¹ USLE – Universal Soil Loss Equation (Empirisches Modell zur Abschätzung der Bodenerosion durch Wasser)

Abbildung 27 bildet die Grundzüge der methodischen Herangehensweise ab. In einem ersten Schritt werden mittels eines GIS- und modellgestützten Separationsverfahrens sogenannte nichteintragsrelevante Flächen bzw. Flächenanteile ermittelt (Halbfaß & Grunewald 2006). Bei der notwendigen Modellierung der Fließwege können relevante Landschaftsstrukturen, wie zum Beispiel Straßen oder Eisenbahnstrecken, berücksichtigt werden. Nichteintragsrelevante Flächen oder Flächenanteile bleiben bei der Bestimmung des Sedimenteintrages in Oberflächengewässer unberücksichtigt.

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

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

mit χ als Nutzungskoeffizient, s als Hangneigung [$m \cdot m^{-1}$], l_{flow} als die mittlere Gewässerdistanz [m] und P als Anbindungswahrscheinlichkeit¹. Der Nutzungskoeffizient wird nach folgender Gleichung vom C-Faktor abgeleitet:

$$\chi = 1,43 \cdot \ln(C_{factor}) + 9,49 \quad R^2 = 0,89$$

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

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

mit

$$\begin{aligned} p_{flow} &= -0,1358 \cdot \ln(\chi) + 0,9717 \\ R^2 &= 0,94 \quad (0 < \chi \leq 1000) \quad [m] \\ p_a &= 0,0671 \cdot \ln(\chi) + 0,1557 \\ R^2 &= 0,85 \quad (\chi \geq 0,1) \quad [t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}] \\ p_{RO} &= 0,0386 \cdot \ln(\chi) + 0,0994 \\ R^2 &= 0,96 \quad (\chi \geq 0,1) \quad [mm \cdot a^{-1}] \end{aligned}$$

Die grundsätzliche Herangehensweise wird in Abbildung 28 gezeigt. Die Gleichungen zur Ableitung der bedingten Wahrscheinlichkeiten der einzelnen Faktoren basieren auf der Arbeit von Voges (1999). Der Sedimenteintrag infolge von Bodenerosion durch Wasser in die Oberflächengewässer ergibt sich dann aus:

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

mit SE [$t \cdot a^{-1}$] als nutzungsspezifischem Sedimenteintrag, A [$t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$] als potenziellem Bodenabtrag von der Fläche und a ($0 \leq a \leq 1$) als Flächenanteil der hydrologisch angebotenen 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 :

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

Sonstige Sedimenteinträge

Auf Basis des Eigeneinzugsgebietes der Oberflächenwasserkörper erfolgt eine grobe Abschätzung des Sediment- bzw. Schwebstoffeintrags von folgenden Quellen:

- Siedlungsflächen: $0,2 \text{ t ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$
- Drainagen: indirekte Ableitung durch den partikulär gebundenen P-Eintrag

Sedimentrückhalt in Oberflächenwasserkörpern

Langfristige oder dauerhafte Retentionsprozesse von Schwebstoffen und partikulär gebundenen Nährstoffen finden nur im Überflutungsgebiet und im Standgewässer, zum Beispiel Talsperren, statt (Walling & He 1994, Guhr & Meissner 2000, Venterink et al. 2003, Withers & Jarvie 2008). Der Prozess der Sedimentation bestimmt somit den Rückhalt von partikulär gebundenen Nährstoffen, insbesondere von Phosphor. Im Modell STOFFBILANZ wird die mittlere langfristige Sedimentation im Überflutungsgebiet der Fließgewässerkörper abgebildet. Die räumliche Abstraktionsebene ist der Oberflächenwasserkörper (inklusive Eigeneinzugsgebiet).

Die Ausdehnung der Sedimentationsbereiche A_i je OWK werden aus dem GIS-Layer für Überflutungsbereiche sächsischer Fließgewässer abgeleitet. 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 niedriger Ordnung sind rar, deshalb wurden mittels Analogieschlüssen entsprechende Sedimentationsraten eingesetzt. Die Lagerungsdichte L_s wird einheitlich mit $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ angenommen. Über die Sedimentationsfläche, Lagerungsdichte und Sedimentationsrate wird je OWK eine mittlere jährliche Sedimentmenge, welche im Überflutungsgebiet 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 wird um den berechneten Sedimentrückhalt vermindert.

Resultate und Karten

Bodenabtrag

Im Zusammenhang mit dem Schutz der Böden und Gewässer spielen die Bodenerosion und der Eintrag von erodiertem Bodenmaterial in die Gewässer (Sedimenteinträge) eine wichtige Rolle. Bodenerosion führt zum Verlust von humus- und nährstoffreicher Ackerkrume auf Ackerflächen. Folgen sind unter anderem die Verminderung der Wasserspeicherkapazität des Bodens (Hochwasserschutz), die Verarmung an Nährstoffen (Bodenschutz) und Saatgutabschwemmung (ökonomische Konsequenzen). In den Akkumulationsbereichen kommt es hingegen zur Anreicherung von Nährstoffen und Chemikalien aus Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln, zur Überdeckung von Kulturpflanzen oder sogar zur Schädigung von Grundstücken (Off-Site-Schäden). Gelangt erodiertes Bodenmaterial bis in die Oberflächengewässer, können ins-

¹ Die Anbindungswahrscheinlichkeit einer Fläche liefert eine Aussage zur Wahrscheinlichkeit, mit der diese Fläche zum tatsächlichen Sedimenteintrag beiträgt (Halbfaß 2005).

besondere in den Standgewässern (Seen, Talsperren) beträchtliche ökologische und ökonomische Belastungen ausgelöst werden (Verschlammung, Eutrophierung).

Bodenerosion, insbesondere diejenige von landwirtschaftlich genutzten Flächen, kann reduziert oder gar vermieden werden. Bereits mit der Einhaltung der guten fachlichen Praxis, unter anderem eine standortangepasste Bodenbearbeitung, Vermeidung von Bodenverdichtungen oder die Erhaltung und Verbesserung der natürlichen biologischen Aktivität und des Humusgehaltes, sind Erfolge zu erzielen. Maßnahmen der konservierenden pfluglosen Bodenbearbeitung bewirken die deutliche Reduzierung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag bei gleichzeitiger Verbesserung von Aggregatstabilität und bodenbiologischen Parametern (Schmidt & Nitzsche 2004).

In Sachsen weisen auf Grund der naturräumlichen Ausstattung und der intensiv entwickelten Kulturlandschaften eine Reihe von Regionen eine hohe bis sehr hohe Gefährdung gegenüber der Bodenerosion durch Wasser auf. Abbildung 31 zeigt für Sachsen die Bodenabträge durch Wasser (flächenhafte Erosionsformen) auf Basis des 500-m-Modellrasters.

Innerhalb der sächsischen Oberflächenwasserkörper (inklusive Einzugsgebiet) schwankt der mittlere jährliche Bodenabtrag zwischen $0,1 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und $12 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$, der Mittelwert beträgt $2,1 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Über 90% der Oberflächenwasserkörper haben einen mittleren jährlichen Bodenabtrag von höchstens $5 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ zu verzeichnen. Der mittlere Bodenabtrag von Ackerflächen beträgt $4,0 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Innerhalb eines Oberflächenwasserkörpers können Modellzellen im Einzelfall Bodenabträge von mehr als $30 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ aufweisen.

Ein zusammenhängendes, markantes Gebiet mit hohen Bodenabträgen bilden die OWK des Mittelsächsischen Lösshügellandes. Aber auch eine Reihe von weiteren OWK des sogenannten Lössgürtels in Sachsen fallen mit hohen Bodenabträgen ins Auge.

Abbildung 29 stellt die Anteile der Bodenerosion der Hauptnutzungsformen dar.

Es ist nicht auszuschließen, dass die tatsächlichen Bodenabträge bei Einbeziehung linearer Erosionsformen je nach Regionsspezifität deutlich höher ausfallen können. Arbeiten verschiedener Autoren zeigen, dass lineare Erosionsformen bedeutsame Anteile am Bodenabtrag verursachen können (u. a. Prasuhn 2003).

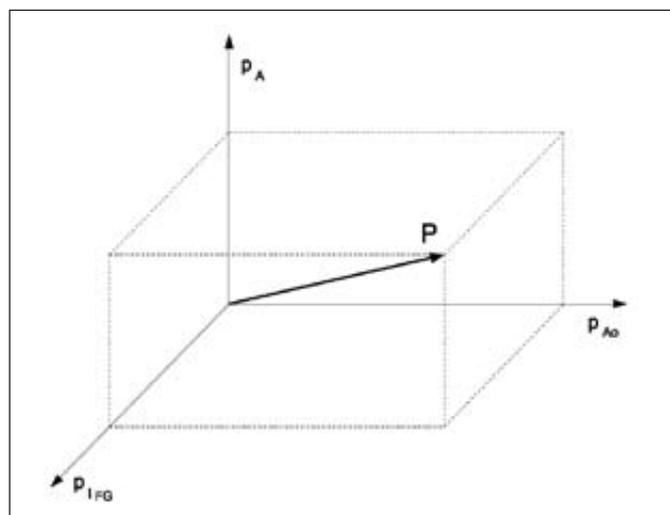


Abbildung 28 Prinzip der Ermittlung der Anbindungswahrscheinlichkeit

Sedimenthauptlieferflächen

Die modellgestützte Ausweisung von möglichen Sedimenthauptlieferflächen weist auf das Potenzial zur Sedimentanlieferung aus der Fläche an das Oberflächengewässer hin und grenzt mögliche Hauptliefergebiete für die Planung von Reduzierungs- oder Vermeidungsstrategien ab. Eine Überprüfung von generierten Sedimenthauptlieferflächen wurde in großmaßstäbig vorgenommenen Modellierungen in Talsperreneinzugsgebieten im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung (LTV) vorgenommen (z. B. Talsperre Bautzen, Talsperre Saidenbach, siehe Halbfaß und Grunewald 2006, Gebel et al. 2009).

Etwa 8% der Ackerflächen konnten als Sedimenthauptlieferflächen identifiziert werden. Der mittlere Bodenabtrag beträgt hier mit ca. $9 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ mehr als das Doppelte des mittleren Bodenabtrages für die gesamte Ackerfläche von Sachsen. Sie weisen eine mittlere Entfernung zum Fließgewässer von 170m auf. Insgesamt verursachen die Sedimenthauptlieferflächen rund 65% der Sedimenteinträge in die Oberflächengewässer.

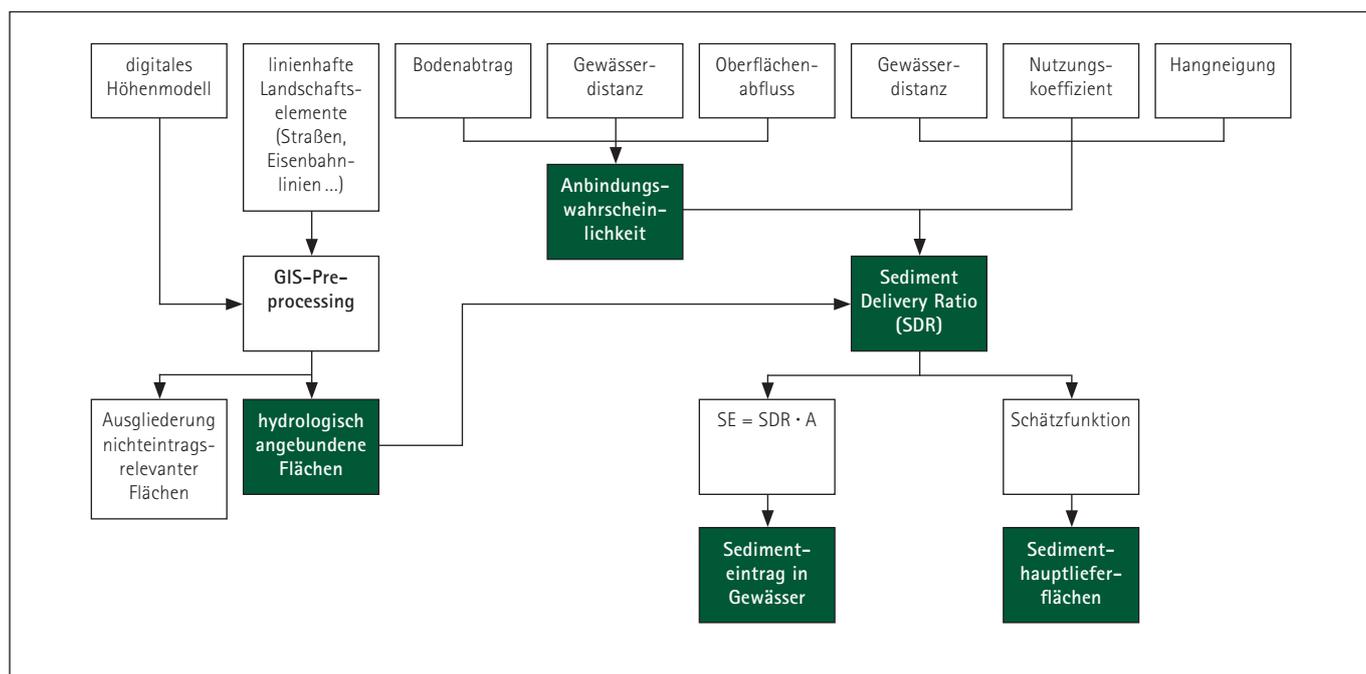


Abbildung 27 Methodisches Vorgehen bei der Ermittlung des Sedimenteintrages und der Sedimenthauptlieferflächen

Abbildung 32 zeigt die Sedimenthauptlieferflächen in ihrer räumlichen Verteilung in Sachsen. Dabei fällt die Konzentration in den Lössgebieten auf, in denen rund zwei Drittel dieser Liefergebiete liegen. Neben reliefbestimmten Voraussetzungen, beispielsweise eine mittlere Hangneigung von > 5°, dominieren auf diesen Flächen Lehmschluffe, untergeordnet Sandschluffe. Hingegen werden die Sedimenthauptlieferflächen in den Heide- und Teichlandschaften von sandigen Bodenarten bestimmt, in den Mittelgebirgen und Vorländern von Lehmen und Lehmschluffen.

Zusätzlich wird der prozentuale Anteil hydrologisch angebundener Flächen je Modellzelle dargestellt. Siedlungsbereiche, Bergbaufolgegebiete und Standgewässer werden bei der Ermittlung dieser Flächen ausgeklammert.

Sedimenteintrag

Der Sedimenteintrag in die sächsischen Oberflächengewässer bezogen auf den Austragsort wird in Abbildung 33 dargestellt. Der gesamte Sedimenteintrag wurde auf 103 Tsd. t a⁻¹ geschätzt, was ca. 5% des gesamten Bodenabtrages entspricht. Rund 99 Tsd. t a⁻¹ entfallen auf die Hauptnutzungsform Acker. Analog zum Bodenabtrag verursachen vor allem die Ackerflächen im Mittelsächsischen Lösshügelland hohe Sedimenteinträge. Rund zwei Drittel aller Sedimenteinträge entstammen dem Sächsischen Lössgebiet (Abbildung 30). Rund 8% der Ackerflächen bilden sogenannte Sedimenthauptlieferflächen, die für ca. 65% des Sedimenteintrages verantwortlich sein dürften.

Auf Grund der Negierung linearer Erosionsformen bei der Schätzung des Bodenabtrags kann vermutet werden, dass regional differenziert die Höhe der tatsächlichen Sedimenteinträge unterschätzt wird.

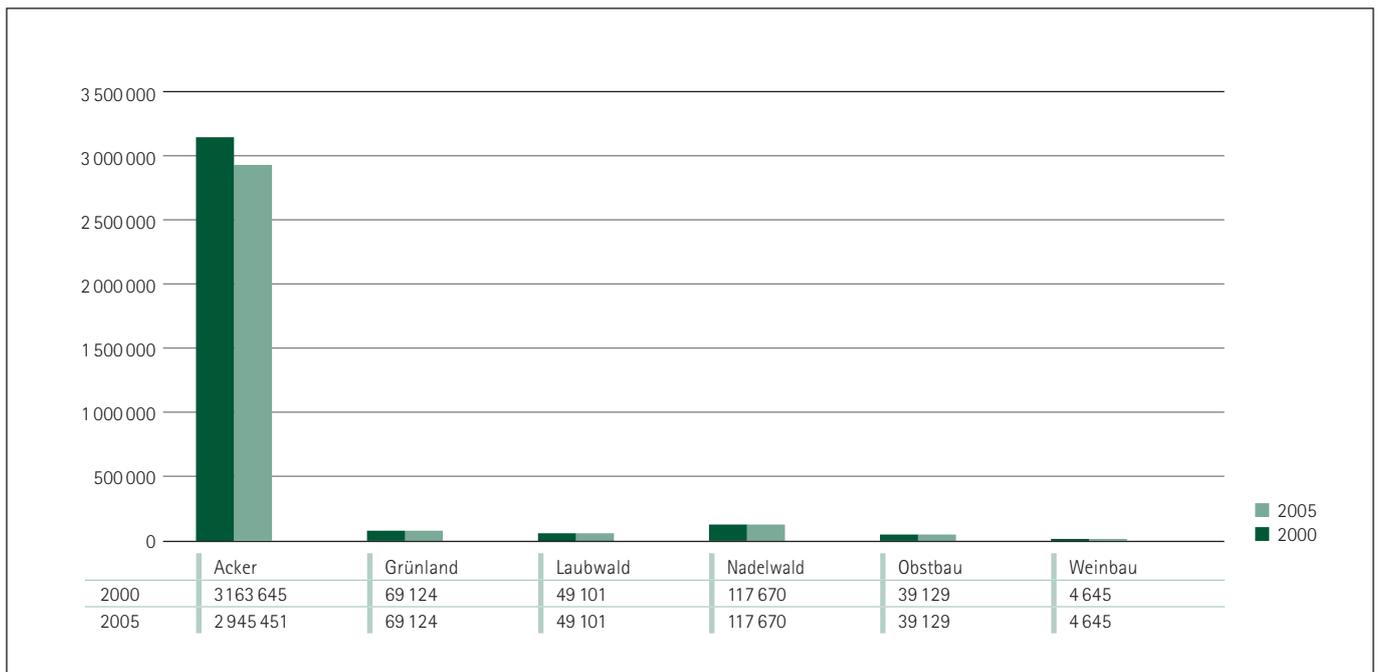


Abbildung 29 Anteile der Hauptnutzungsformen am Bodenabtrag in Sachsen

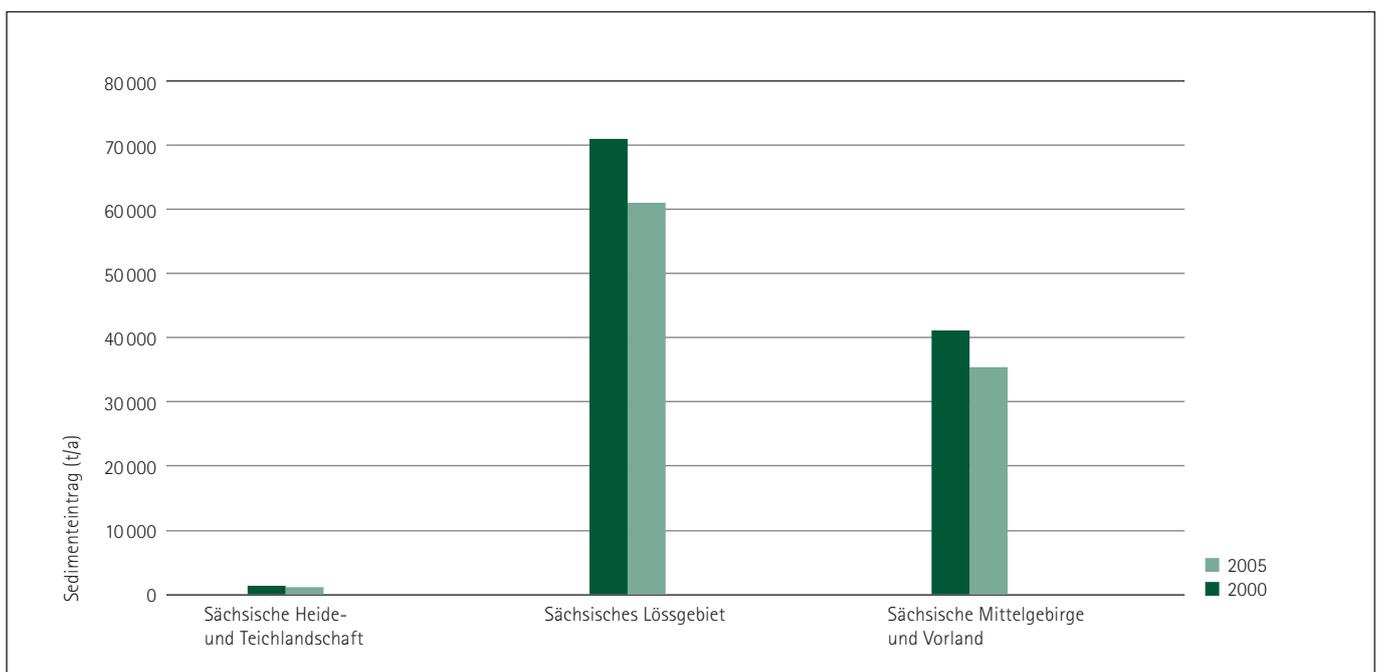


Abbildung 30 Anteile der Naturräume am Sedimenteintrag in sächsische Oberflächengewässer

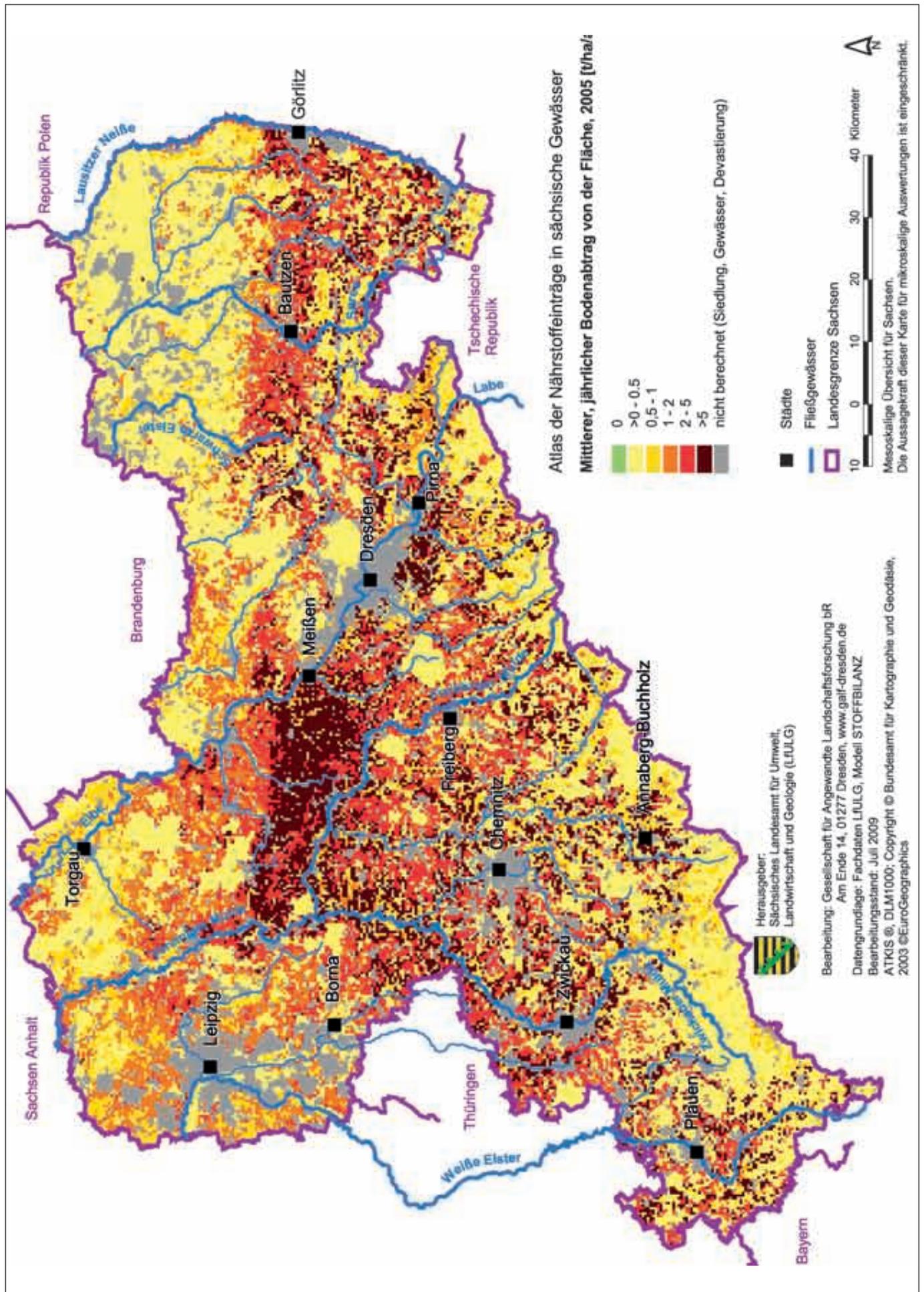


Abbildung 31 Modellierter mittlerer jährlicher Bodenabtrag in Sachsen, Zeitraum 2005 (Bodenerosion durch Wasser)

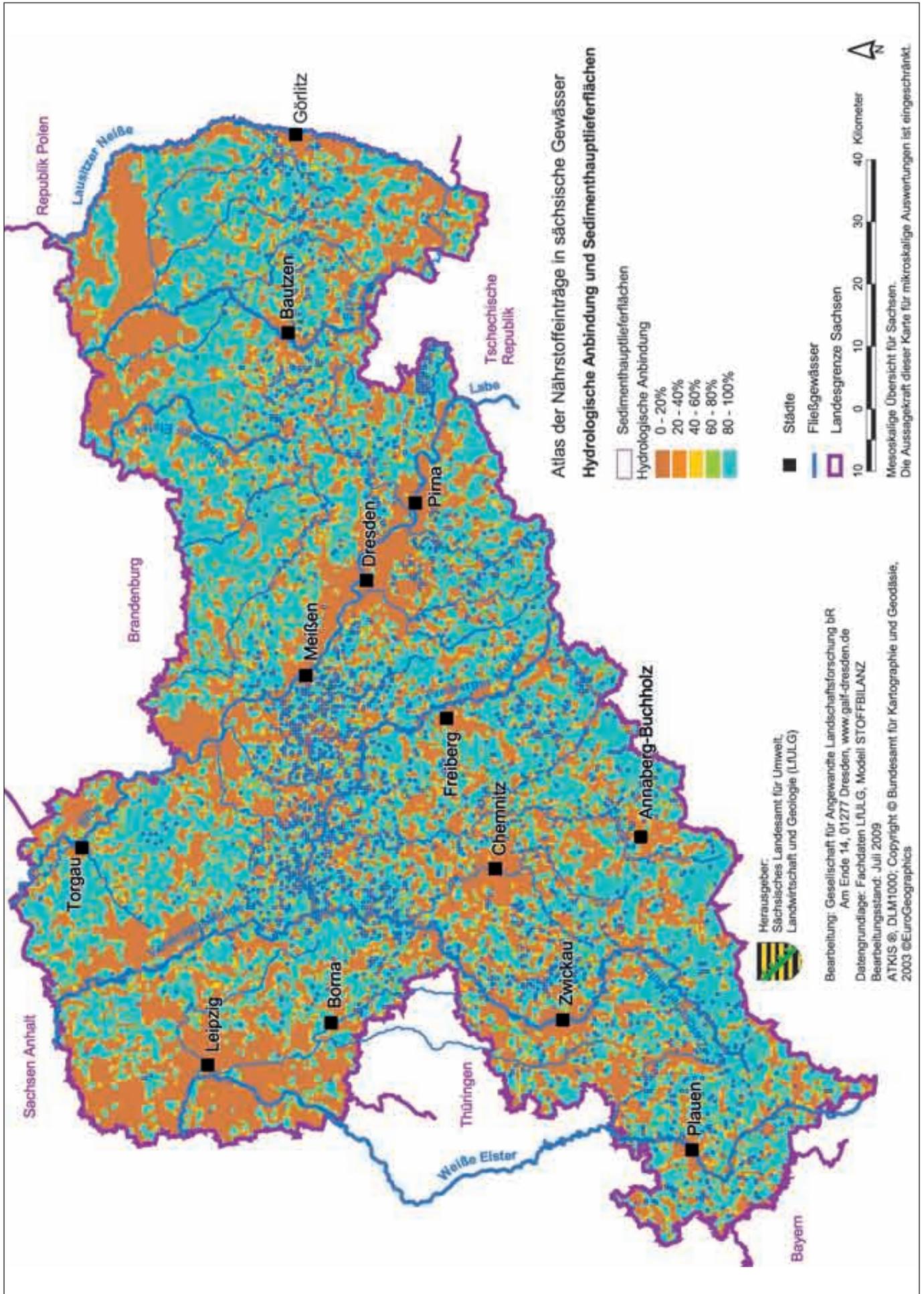


Abbildung 32 Hydrologische Anbindung und Sedimenthauptlieferflächen in Sachsen

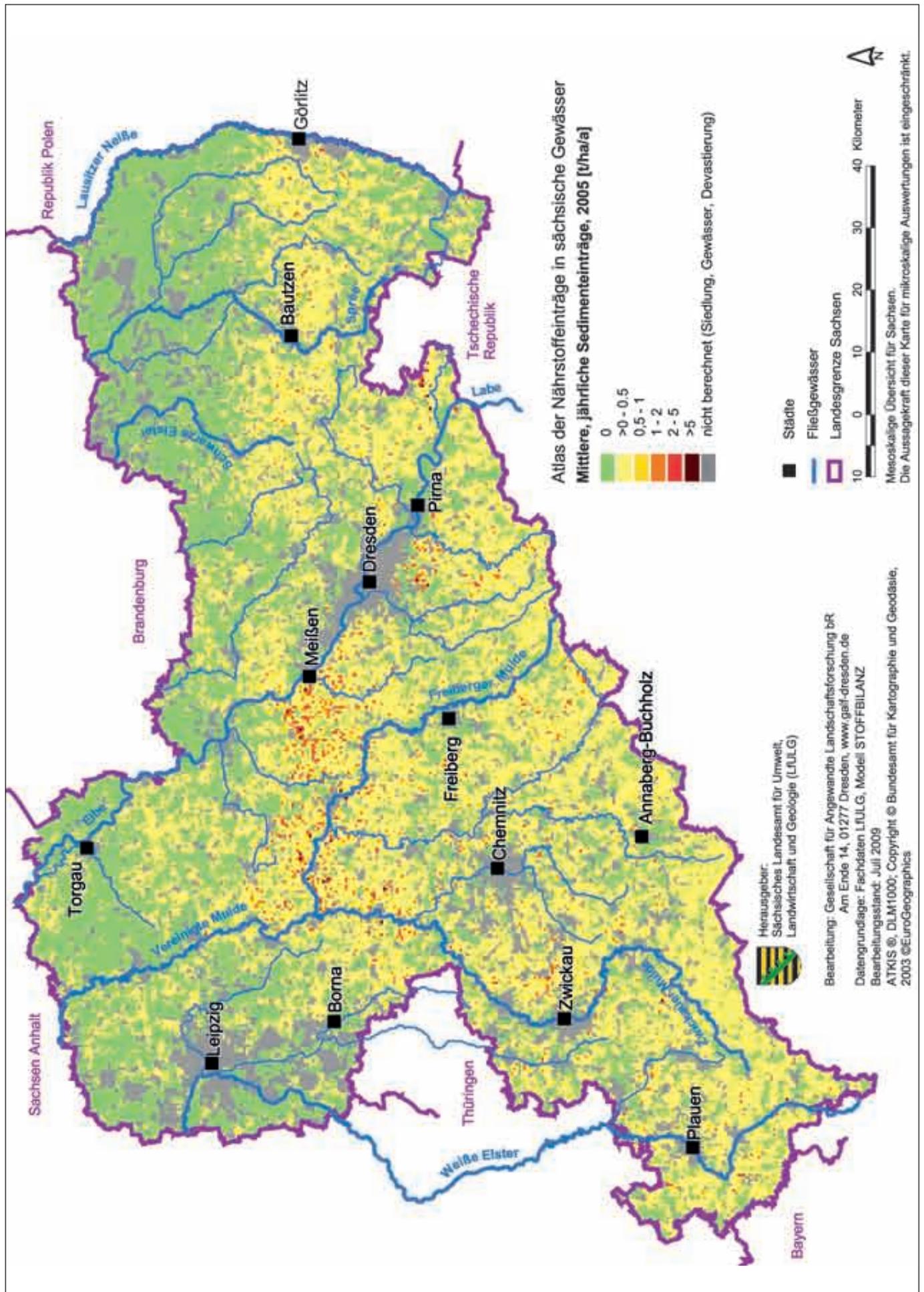


Abbildung 33 Modellerte mittlere jährliche Sedimenteinträge in Sachsen, Zeitraum 2005

3.4 Bilanzierung der Phosphoreinträge

Methoden

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. Der gesamte P-Eintrag in die Gewässer ergibt sich aus der Summe der punktuellen Einträge TP_{point} und diffusen Einträge TP_{diff} . Im Gegensatz zum Stickstoff sind beim Phosphor (P) die Umsatzprozesse im System Boden-Wasser-Pflanze mittelmaßstäbig nur eingeschränkt adäquat fassbar.

Diffuse P-Einträge in Oberflächengewässer

Im Modul P-Bilanz kann die diffuse P-Verlagerung pfad- und nutzungsbezogen quantifiziert werden, wobei im Mittelpunkt der Eintrag partikulär gebundener (Bodenerosion) und gelöster (Wasserpfad) P-Verbindungen steht. Der gelöste P-Eintrag DP und der partikulär gebundene P-Eintrag PP ergeben zusammen den gesamten diffusen P-Eintrag TP_{diff} .

Bodenerosion

Der partikulär gebundene P-Austrag PP_{SE} aus der Fläche (Emission) wird für die Hauptnutzungsformen Acker, Grünland, Laubwald, Nadelwald, Weinbau und Obstbau kalkuliert. Er ergibt sich aus dem Sedimenteintrag SE [kg ha⁻¹a⁻¹], der Nährstoffanreicherung ER sowie dem P-Gehalt im Boden [mg kg⁻¹]:

$$PP_{SE} = SE \cdot ER \cdot P_t$$

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

Der Nährstoffanreicherungsfaktor ER bildet eine Funktion in Abhängigkeit vom Bodenabtrag A [t ha⁻¹a⁻¹] (vgl. Auerswald 1989).

$$ER = 2,53 \cdot A^{-0,21} \quad R^2 = 0,98$$

Der ansteigende Anreicherungsfaktor bei gleichzeitig abnehmendem Bodenabtrag beschreibt den selektiven Transportprozess (Erosionsprozess), bei dem Ton und Schluff bevorzugt verlagert werden. P sorbiert vorrangig an feine Bodenpartikel, so dass eine Anreicherung von sorbierten Stoffen im Sediment des Oberflächenabflusses im Vergleich zum Ausgangsboden erfolgt (z.B. Lammers 1997). 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, Duttman 1999).

Angaben in Auerswald & Weigand (1999) legen nahe, dass die Berechnung von ER aus dem jährlichen Bodenabtrag die Anreicherung überschätzen, da zum Beispiel die Ablagerung im Laufe des Transportes selektiv wirkt. Damit werden zuerst die gröberen und P-ärmeren Fraktionen abgelagert und die P-reicheren Fraktionen weitertransportiert. Dies konnte von Auerswald (1989) noch nicht berücksichtigt werden.

Gelöste P-Einträge

Die gelösten P-Einträge DP_R 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 Drainabfluss, Oberflächenabfluss, Grundwasserabfluss und Zwischenabfluss. Die in Abhängigkeit von den Nutzungsbedingungen abgeleiteten Konzentrationswerte sind in den folgenden Tabellen aufgeführt. Ihre Vergabe erfolgt unter Berücksichtigung der Angaben in Halbfaß (2005), Halbfaß et al. (2009) und Prasuhn (2003) sowie auf Basis von Messwerten sächsischer Grundwassermessstellen.

Grundwasser Die Auswertung der sächsischen Monitoringdaten ergibt eine regionale und nutzungstypabhängige Differenzierung der P-Konzentrationen. Tabelle 8 zeigt die im Modell für Sachsen eingesetzten Werte.

Zwischenabfluss Unter Acker und Grünland wird bei hydromorphen Standortverhältnissen eine P-Konzentration von 0,06 mg P/l angenommen. Bei terrestrischen oder semihydromorphen Standorten oder anderen Nutzungstypen entsprechen die modellseitigen P-Konzentrationen den Angaben in Tabelle 8. Standortsspezifische Aussagen oder Rückschlüsse sind nicht möglich.

Es wird angenommen, dass die Wasserbewegung vorwiegend in der Bodenmatrix erfolgt. Der Einfluss des schnellen und erhöhten P-Austrages über den Makroporenfluss wird derzeit nicht berücksichtigt. Es kann davon ausgegangen werden, dass über diesen Pfad lokale Belastungsschwerpunkte insbesondere bei gewässer- und grundwassernahe Bewirtschaftung auftreten können.

Tabelle 8 P-Konzentrationen im Grundwasser in STOFFBILANZ [mg P/l]

Naturraumregion/ Wirtschaftsgebiet	Hauptnutzungstypen		
	Acker, Grünland	Laub-/ Nadelwald	andere
Heide- und Teichlandschaft	0,05	0,03	0,05
Lössgebiet	0,02	0,02	0,02
Mittelgebirge und Vorland	0,01	0,01	0,01

Tabelle 9 P-Konzentrationen im Drainabfluss in STOFFBILANZ [mg P/l]

Nutzungstyp	P	Anmerkung
Acker konventionelle Bearbeitung	0,2*/0,06**	* Bodenartengruppen ss, ls, us ** lt, tl, ll, sl, ut, su, lu, tu
konstrierende Bearbeitung	0,6*/0,18**	
Grünland	0,8	

Tabelle 10 P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss in STOFFBILANZ

Nutzungstyp	P [mg/l]
Acker konventionelle Bearbeitung	0,2
konstrierende Bearbeitung	0,6
Grünland	0,8
Obstbau	1,2
Weinbau	0,8
Laub-/Nadelwald	0,025

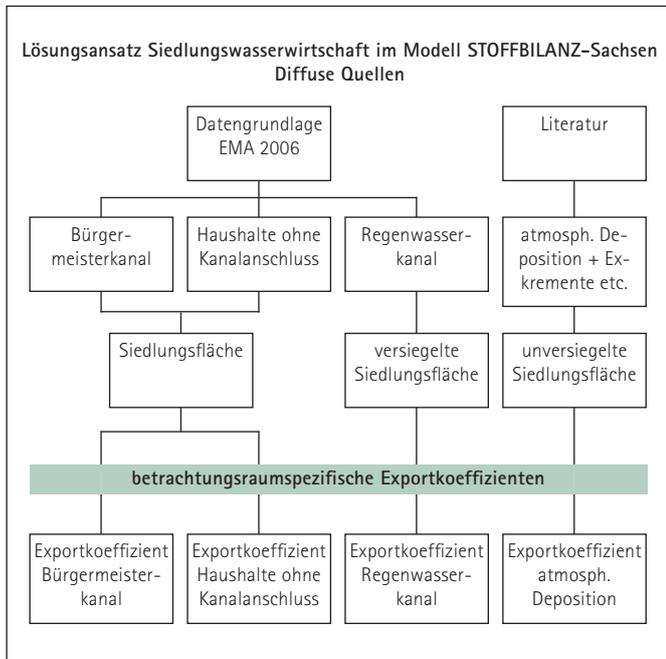


Abbildung 34 Differenzierung diffuser Stoffeinträge aus Siedlungen bzw. urbanen Bereichen

Drainabfluss Die P-Konzentrationen in Dränagen unterliegen starken jahreszeitlichen, standort- und nutzungsbedingten Schwankungen. Zum Beispiel kann unter meliorierten Acker- und Grünlandstandorten von höheren herbstlichen und winterlichen P-Konzentrationen ausgegangen werden (Behrendt et al. 1999, Bohner 2008). Für gedränte, langjährig gedüngte Ackerflächen werden mittlere P-Konzentrationen von 0,1 bis 0,4 mg/l angegeben (u. a. Mokry 1999, 2003, Djodjic et al. 2004, Galler 2006). In Tabelle 9 wird der Ansatz für die Abschätzung der P-Austräge von Dränagen abgebildet. Bei Acker liegen die Konzentrationen zwischen 0,06 und 0,6 mg P/l und für Grünland bei 0,8 mg P/l. Neuere Untersuchungen von Diepolder et al. (2005) zeigen, dass in Dränagen unter Wirtschaftsgrünland mit Tierbesatz deutlich erhöhte P-Konzentrationen auftreten können. Arbeiten von Mokry (2003) deuten ebenfalls auf relativ hohe P-Konzentrationen in Dränagen hin, wobei die Abhängigkeit von der Gülleapplikation deutlich wird. Die Abhängigkeit der Höhe der P-Konzentrationen in Dränagen von Bodentyp und -art wird in mehreren Arbeiten dokumentiert (u. a. van Es et al. 2004, Djodjic et al. 2004). Es wird herausgestellt, dass über präferentielle Fließwege (Makroporen) das Risiko erhöhter P-Austräge signifikant steigt.

Oberflächenabfluss In der Literatur gibt es unterschiedliche Ansätze zur Abschätzung der P-Konzentrationen im Oberflächenwasserabfluss. Ein Maß zur globalen Abschätzung der gelösten P-Konzentration im Oberflächenabfluss bietet der P_{CAL} -Gehalt im Oberboden (z. B. Auerswald & Weigand 1999, BAW 2005). Die Bedeutung von Bearbeitungstechniken (Mulchsaat, Direktsaat) für die P-Konzentration im Oberflächenabfluss wird u. a. von Nitzsche et al. (2000) diskutiert. Auf Basis der Sichtung neuerer Literatur (u. a. Huber et al. 2005, Prasuhn 2003, Prasuhn 2008, Strauss 2008) werden im Modell STOFFBILANZ die in Tabelle 10 dargestellten Annahmen für gelöste P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss von Acker und Grünland getroffen. Globale Abschätzungen können nachvollziehbar vorgenommen werden, standortbezogene Aussagen sind aber nur begrenzt möglich.

Gewässer und sonstige Nutzungen

Für Gewässerflächen wird die atmosphärische Deposition als Pauschalwert angesetzt. Diese schwankt nach Literaturangaben zwischen 0,04 und 1,5 kg P ha⁻¹a⁻¹. Bei mittleren Niederschlägen von 660 mm in den ostdeutschen Bundesländern wird für die 90er Jahre ein Wert von 0,4 kg P ha⁻¹a⁻¹ empfohlen (vgl. Behrendt et al. 1999). Der diffuse P-Eintrag ins Gewässer wird für sonstige Nutzungen mit 0,5 kg P ha⁻¹a⁻¹ veranschlagt.

Siedlungen

Innerhalb von Siedlungen erfolgt der diffuse P-Eintrag über verschiedene Quellen und Pfade in die angrenzenden Gewässer.

Für unversiegelte Siedlungsflächen wird von einem der atmosphärischen Deposition entsprechenden Depositionswert von 0,5 kg P ha⁻¹a⁻¹ ausgegangen. Wegen der hohen P-Sorptionsfähigkeit von Böden wird die Annahme getroffen, dass davon lediglich 10 %, also 0,05 kg P ha⁻¹a⁻¹ in die Gewässer eingetragen werden.

Auf versiegelten Siedlungsflächen werden die drei Pfade *Regenwasserkanal*, *Haushalte ohne Kanalanschluss* und *Bürgermeisterkanal* unterschieden (Abbildung 34).

Der Emissionspfad Regenwasserkanal bezieht sich auf den Nährstoffeintrag von der versiegelten Fläche, welche in das Trenn- bzw. Mischwassersystem entwässert. Aus den EMA-Daten von Sachsen (LfUG 2007) ergibt sich ein mittlerer P-Exportkoeffizient c von 1,6 kg P ha⁻¹a⁻¹. Der Phosphoreintrag LP_{seal} ergibt sich dann wie folgt:

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

mit A_{seal} als dem Versiegelungsgrad [%] und einer Durchlässigkeit der Versiegelung von 25 %.

Der Pfad Haushalte ohne Kanalanschluss kennzeichnet den Eintrag von Kleinkläranlagen in Gewässer oder in den Untergrund aus undichten »abflusslosen« Gruben sowie von unbehandelten Grauwasserleitungen. Hier kann im Allgemeinen von einem hohen Stoffrückhalt ausgegangen werden.

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

mit $c_P = 0,2$ kg P/EW/a, n_{inh} als Einwohnerzahl, n_{STP} als Anschlussgrad an öffentliche Kläranlagen, n_{wSTP} als Anteil der Einwohner ohne Kanalanschluss von den nicht an öffentliche Kläranlagen (KA) angeschlossenen Einwohnern und A_{urb} als Siedlungsfläche je Betrachtungsraum. Bei Anschluss an Bürgermeisterkanäle (Haushalte mit Kanalanschluss aber ohne Anschluss an öffentliche Abwasserbehandlungsanlage) können die Nährstoffeinträge in die Gewässer hingegen recht hoch sein.

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

mit $c = 0,53$ kg P/EW/a (abgeleitet aus EMA 2005/2006).

Punktuelle P-Einträge in Oberflächengewässer

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

Frachtberechnung im Oberflächenwasserkörper

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).

Die Retentionsleistung r setzt sich aus der Retention im Fließgewässer r_{riv} und der Retention im Standgewässer r_{res} zusammen.

Fließgewässer

Langfristige oder dauerhafte Retentionsprozesse finden nur im Überflutungsbereich und im Standgewässer (Talsperren) statt (Walling & He 1994, Guhr & Meißner 2000, Venterink et al. 2003, Withers & Jarvie 2008). Der wesentliche Prozess ist hier die Sedimentation von Schwebstoffen und dem damit verbundenen partikulär gebundenen P. Solange aerobe Bedingungen vorherrschen, kann die Desorption von sedimentgebundenem P in das Freiwasser vernachlässigt werden (Schonlau 2007).

Im Modell ist an die Schwebstofffracht eine spezifische, partikulär gebundene P-Menge gekoppelt. Diese setzt sich aus folgenden Quellen zusammen:

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

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

Standgewässer

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 :

$$r_{res} = \frac{s_p}{(s_p + \frac{z}{\tau})}$$

In Maniak (2005) wird der P-Nettotransferkoeffizient mit 16 angegeben. Für die sächsischen Talsperren wurden Retentionsleistungen von Frank (2007) ermittelt. Der Faktor s_p wurde dann entsprechend optimiert, um die ermittelten Retentionsleistungen über die Formel berechnen zu können.

Oberflächenwasserkörper Für jeden OWK wird eine spezifische Retentionsleistung r ermittelt. Die Fracht eines einzelnen OWK $L_{i,P}$ setzt sich aus der eigenen Emission $TP_{diff,point}$ und der Summe der Immissionen der anliegenden Oberlieger-OWK $L_{j,P}$ multipliziert mit r zusammen:

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

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

Einschränkungen

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 wird nicht berücksichtigt.

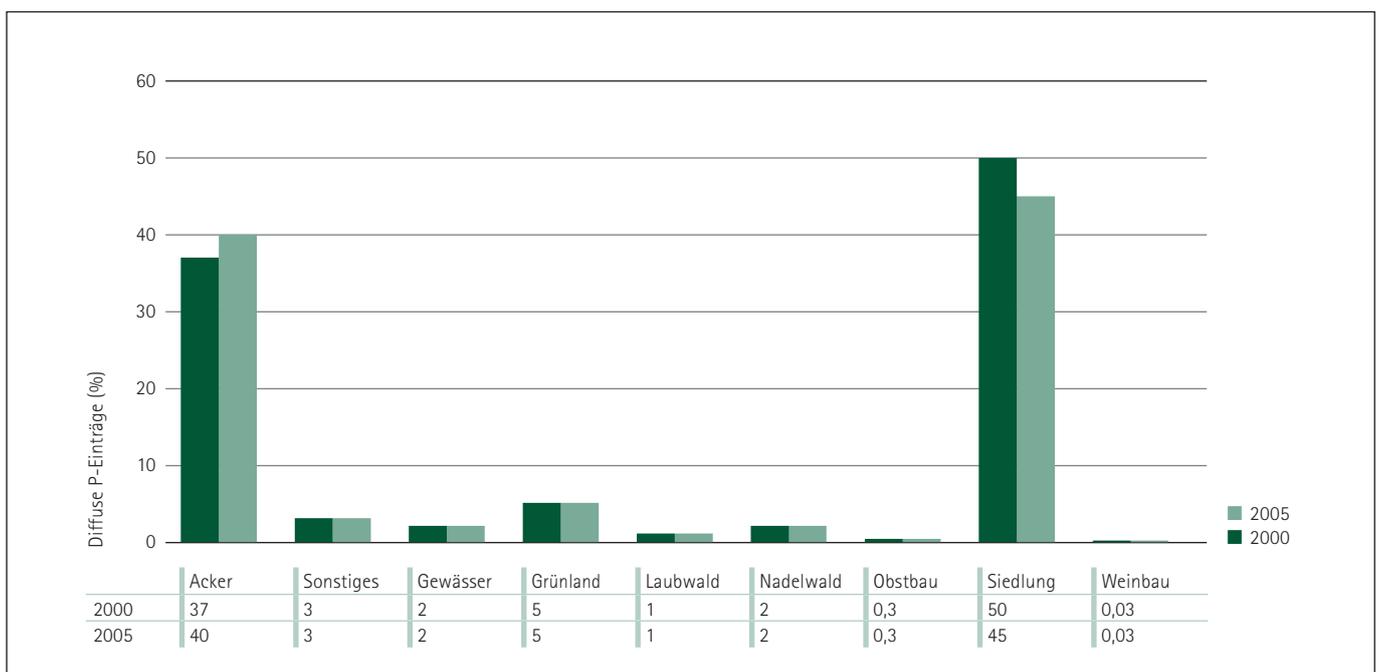


Abbildung 35 Nutzungsbezogene Anteile am diffusen P-Eintrag für die Modelljahre 2000 und 2005

Resultate und Karten

Emissionen aus diffusen Quellen

Einen Überblick über die gelösten und partikelgebundenen P-Einträge sowie die sich summarisch ergebenden diffusen P-Gesamtemissionen geben die Abbildungen 38, 39, 40 und 41.

Für das sächsische Territorium beträgt die Summe aller diffusen P-Einträge 766 t/a⁻¹ (2000) bzw. 683 t/a⁻¹ (2005). Einen Überblick über die prozentualen Anteile und die mittleren jährlichen Einträge bieten die Abbildung 35 und die Tabelle 16. Die wesentlichen Quellen für die diffusen P-Einträge sind Ackerflächen und Siedlungsgebiete, wobei der Eintragsanteil aus Siedlungen denjenigen von Ackerflächen leicht übersteigt (Tabelle 12). Aufgrund des Ausbaus der Kläranlagen ist von 2000 zu 2005 eine Abnahme der diffusen Einträge zu beobachten.

Die höchsten mittleren flächenbezogenen diffusen P-Einträge verzeichnen die Siedlungen (1,31 kg/ha/a). Innerhalb der Siedlungen verteilen sich die diffusen Anteile auf die einzelnen Pfade höchst unterschiedlich (Tabelle 12). Die größten Einträge werden über die Pfade Bürgermeisterkanal und Haushalte ohne Kanalanschluss verzeichnet.

Mit 51 % entstammen reichlich die Hälfte der diffusen Einträge aus der Naturraumregion Sächsisches Lössgebiet. Die sächsischen Mittelgebirge tragen mit 28 % und die Sächsische Heide- und Teichlandschaft mit 12 % bei. Abbildung 36 zeigt die Anteile für die drei Naturraumregionen und die beiden Modelljahre.

In Abhängigkeit von der Geländemorphologie und der Bewirtschaftungspraxis auf Ackerflächen kann der partikulär gebundene Eintrag von P infolge der Bodenerosion durch Wasser beträchtliche Ausmaße annehmen. Mit 30 bis 40 % tragen die Ackerflächen zur diffusen P-Belastung der Gewässer bei. Dabei sind die Anteile von partikulär gebundenem und gelöst transportiertem P je nach Naturraumregion unterschiedlich (Tabellen 13 und 14).

Im Sächsischen Lössgebiet und im Mittelgebirge liegen für beide Modelljahre die partikulär gebundenen P-Einträge über den gelösten Einträgen, wobei eine Reduzierung des partikulären Anteils um 5 bis 6 % von 2000 zu 2005 als Folge der Erhöhung der Anteile konservierend bearbeiteter Ackerflächen zu beobachten ist. In der Heide- und Teichlandschaft dominieren erwartungsgemäß die gelösten Frachten. Auf den Sedimenthauptlieferflächen beherrschen die partikulär gebundenen P-Einträge mit Anteilen von in der Regel über 80 % das Eintragsgeschehen.

Naturräumlich differenziert gestaltet sich auch die Aufteilung der gelösten Frachten auf die einzelnen Abflusspfade (Abbildung 37). Im sächsischen Tiefland dominiert der Austrag über das Grundwasser, während im Lössgebiet und im Mittelgebirge der Drainpfad die größte Bedeutung besitzt. Der Anteil des Eintrages über den Oberflächenabfluss steigt vom Tiefland zum Mittelgebirge an.

Emissionen aus punktuellen Quellen

Kommunale Kläranlagen und industrielle Direktleinleiter tragen zu reichlich einem Drittel zur Gesamtbelastung der Oberflächengewässer bei (siehe Abbildung 44). Tabelle 15 zeigt für die Berechnungszeiträume 2000 (Datengrundlage 2001) und 2005 zusammenfassend für Sachsen die P-Einträge aus Punktquellen (LfUG 2004, 2007, SMUL 2006).

Zu beachten ist die Kategorie »Komm. KA modelliert«. Hier liegen keine anlagenbezogenen Werte vor. Die P-Einträge wurden auf Basis von angeschlossenen Einwohnern und einer mittleren Konzentration (1 g P/EW/d) geschätzt. Bemerkenswert ist die Reduzierung der Einträge um ca. 42,5 t/a⁻¹ zwischen den Jahren 2001 und 2005. Hinsichtlich der industriellen Direktleinleiter werden anhand der Datenbasis von 2005 140 Anlagen berücksichtigt, im Vergleich zu lediglich 48 erfassten Anlagen im Zeitraum 2000 (Datenquelle LfULG).

Tabelle 11 Nutzungsbezogene diffuse P-Einträge für die Modelljahre 2000 und 2005 (Σ in [t a⁻¹], \emptyset in [kg ha⁻¹a⁻¹])

Nutzungstyp	Diffuse P-Einträge			
	2000		2005	
	Σ	\emptyset	Σ	\emptyset
Acker	283	0,38	276	0,37
Grünland	35	0,16	35	0,16
Obstbau	2	0,39	2	0,39
Weinbau	0,2	0,94	0,2	0,94
Laubwald	5	0,04	5	0,04
Nadelwald	16	0,04	16	0,04
Siedlung	384	1,63	309	1,31
Gewässer	16	0,40	16	0,40
Sonstiges	24	0,50	24	0,50

Tabelle 12 Diffuse P-Einträge von Siedlungen für die Modelljahre 2000 und 2005 [t/a]

Diffuse P-Einträge von Siedlungsflächen [t/a]		
Jahr	2000	2005
unversiegelt	10	10
Regenwasserkanal	72	72
ohne Kanalanschluss	141	101
Bürgermeisterkanal	161	126
Summe	384	309

Tabelle 13 Partikulär gebundene und gelöste P-Einträge von Ackerflächen [t/a] für die Modelljahre 2000 und 2005

Naturräume	Partikulär gebundene und gelöste P-Einträge [t/a] von Ackerflächen					
	Part. geb. P		gel. P		Summe	
	2000	2005	2000	2005	2000	2005
Sächsische Heide- und Teichlandschaft	3,8	3,5	13,1	13,4	16,9	17,0
Sächsisches Lössgebiet	88,8	78,5	76,7	84,5	165,5	163,0
Sächsische Mittelgebirge und Vorland	58,8	51,7	37,5	40,0	96,3	91,7
Sachsen gesamt	151	134	127	138	279	272

Tabelle 14 Anteile der partikulär gebundenen und gelösten P-Einträge von Ackerflächen [t/a] am diffusen Gesamteintrag in den Naturraumregionen

Naturräume	Partikulär gebundene und gelöste Anteile [%] von Ackerflächen			
	Part. geb. P			gel. P
	2000	2005	2000	2005
Sächsische Heide- und Teichlandschaft	22	21	78	79
Sächsisches Lössgebiet	54	48	46	52
Sächsische Mittelgebirge und Vorland	61	56	39	44
Sachsen gesamt	54	49	46	51

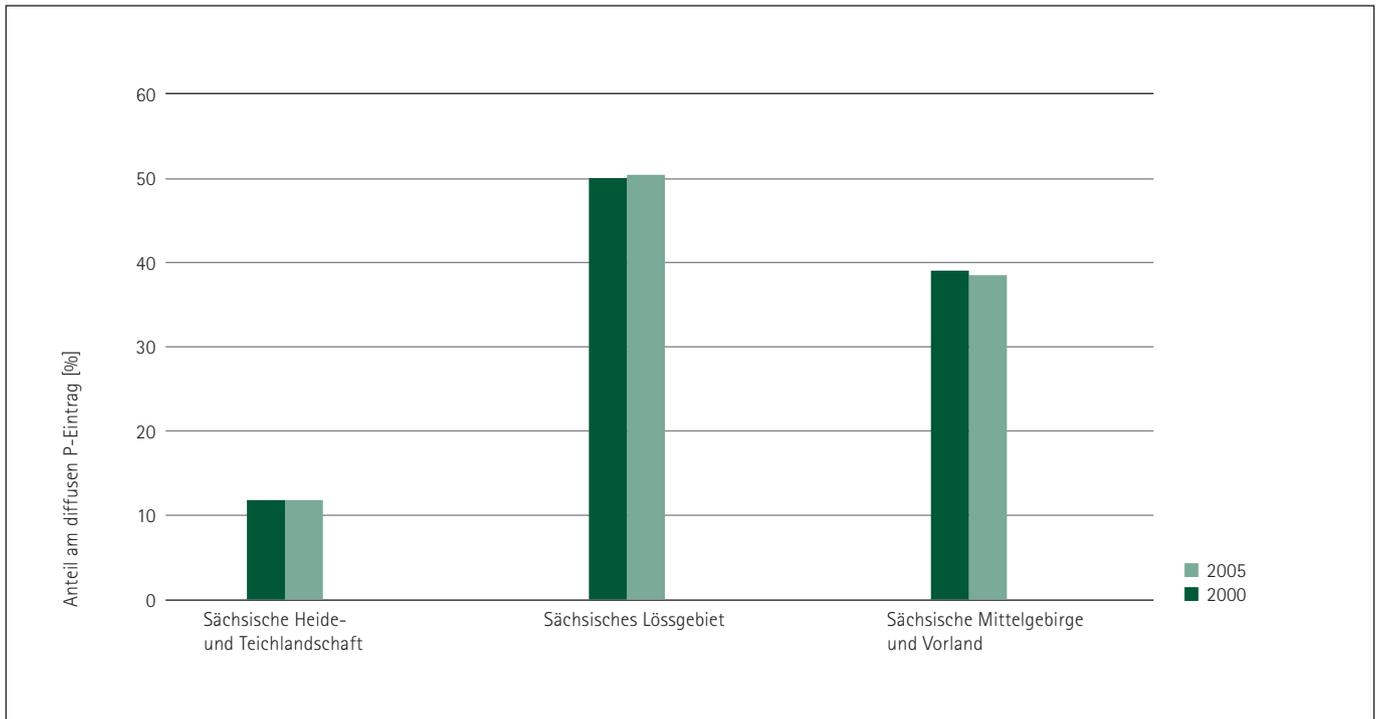


Abbildung 36 Anteile der Naturräume am gesamten diffusen P-Eintrag in sächsische Oberflächengewässer für die Modelljahre 2000 und 2005

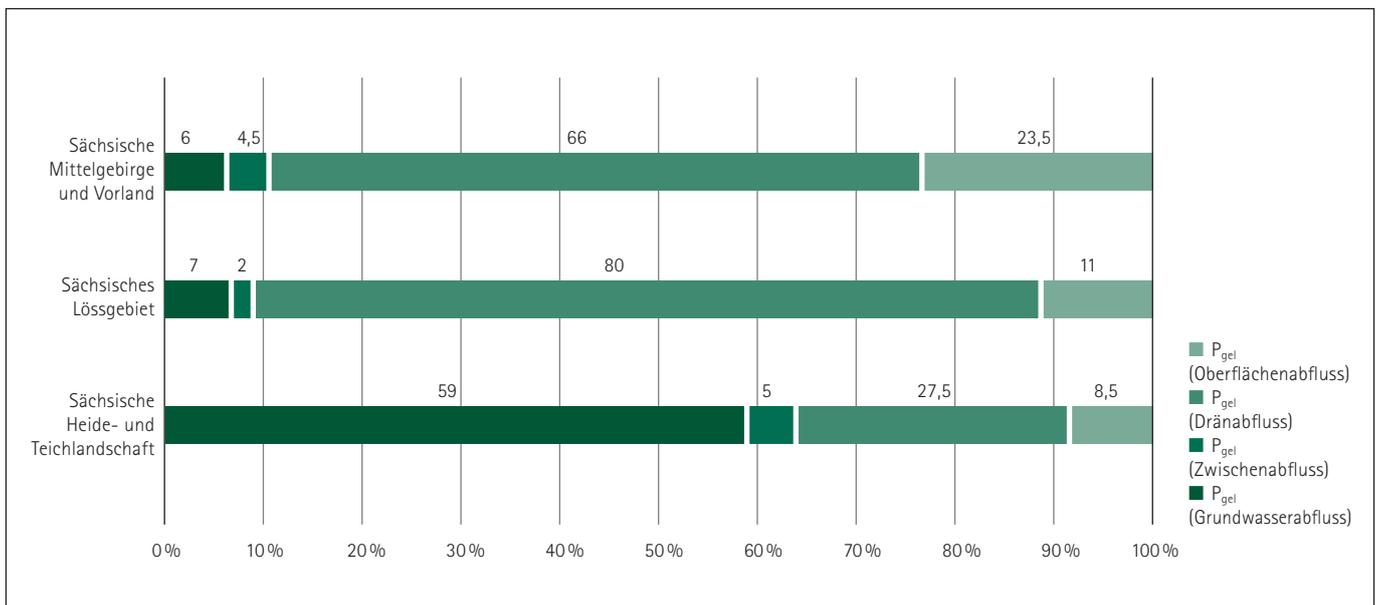


Abbildung 37 Prozentuale Verteilung der gelösten P-Frachten von Ackerflächen auf die Abflusspfade je Naturraum für den Berechnungszeitraum 2005

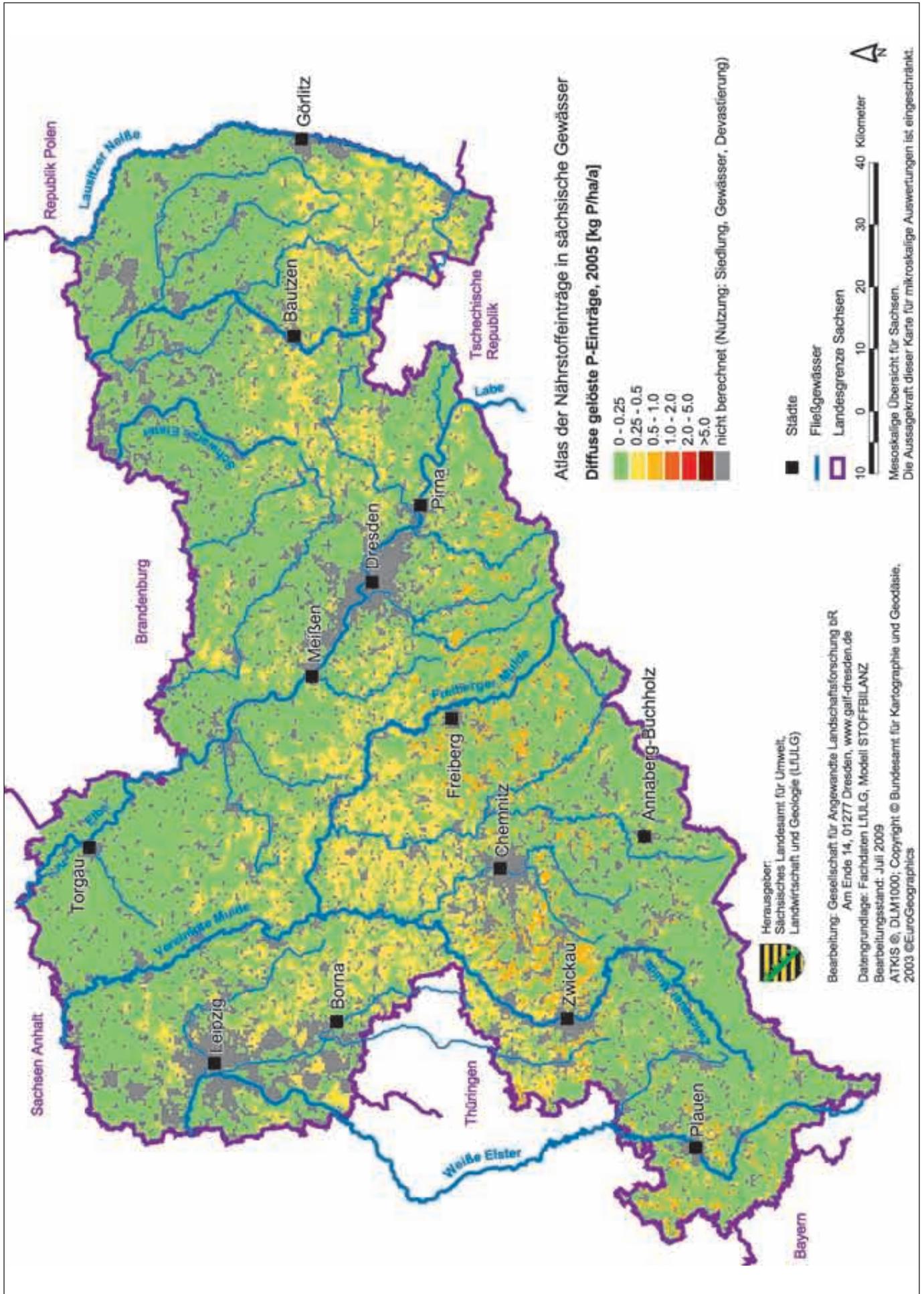


Abbildung 38 Modellierter diffuse gelöste P-Einträge für Sachsen, Zeitraum 2005

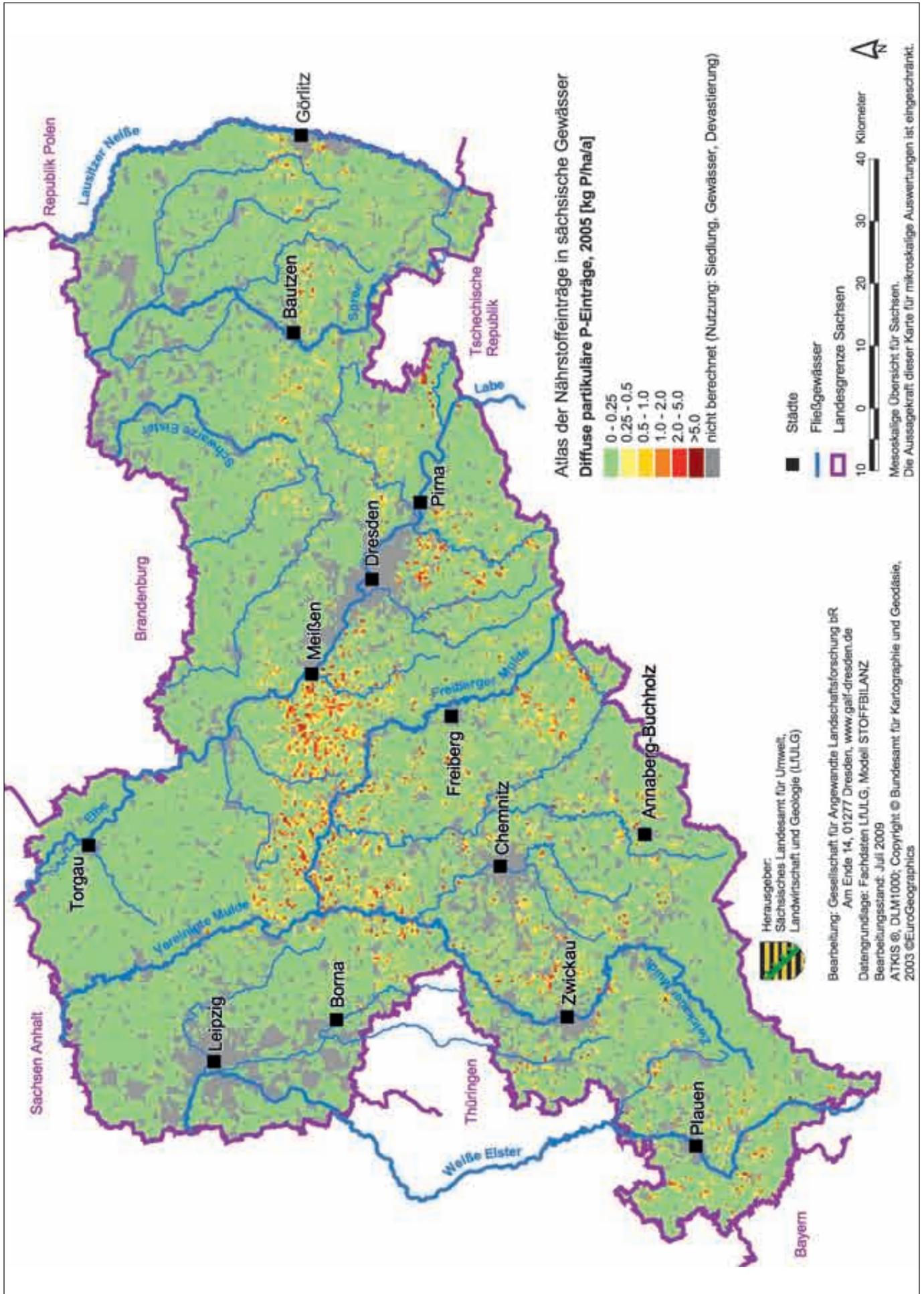


Abbildung 39 Modellerte diffuse partikulär gebundene P-Einträge für Sachsen, Zeitraum 2005

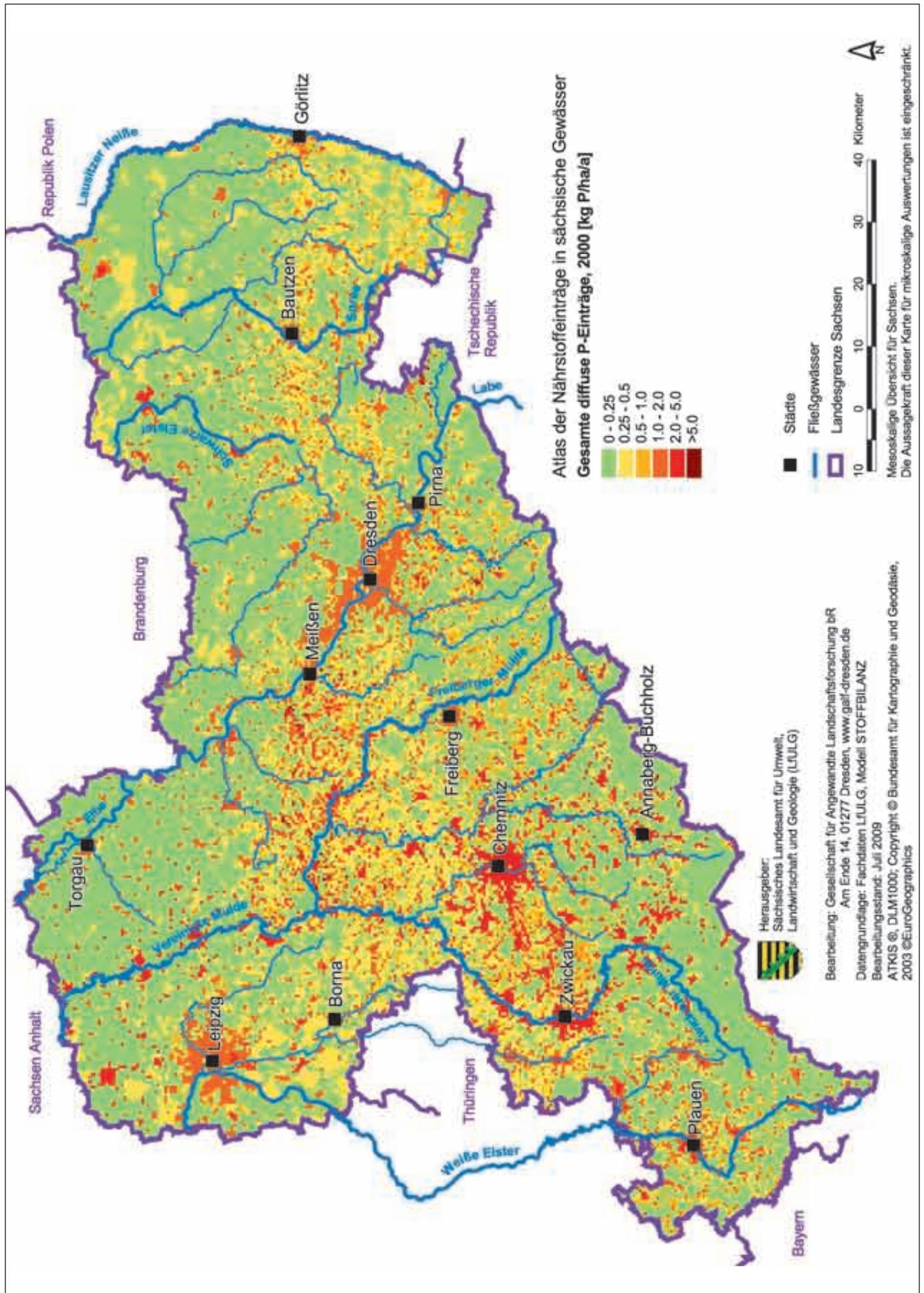


Abbildung 40 Modellerte gesamte diffuse P-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) für Sachsen, Zeitraum 2000

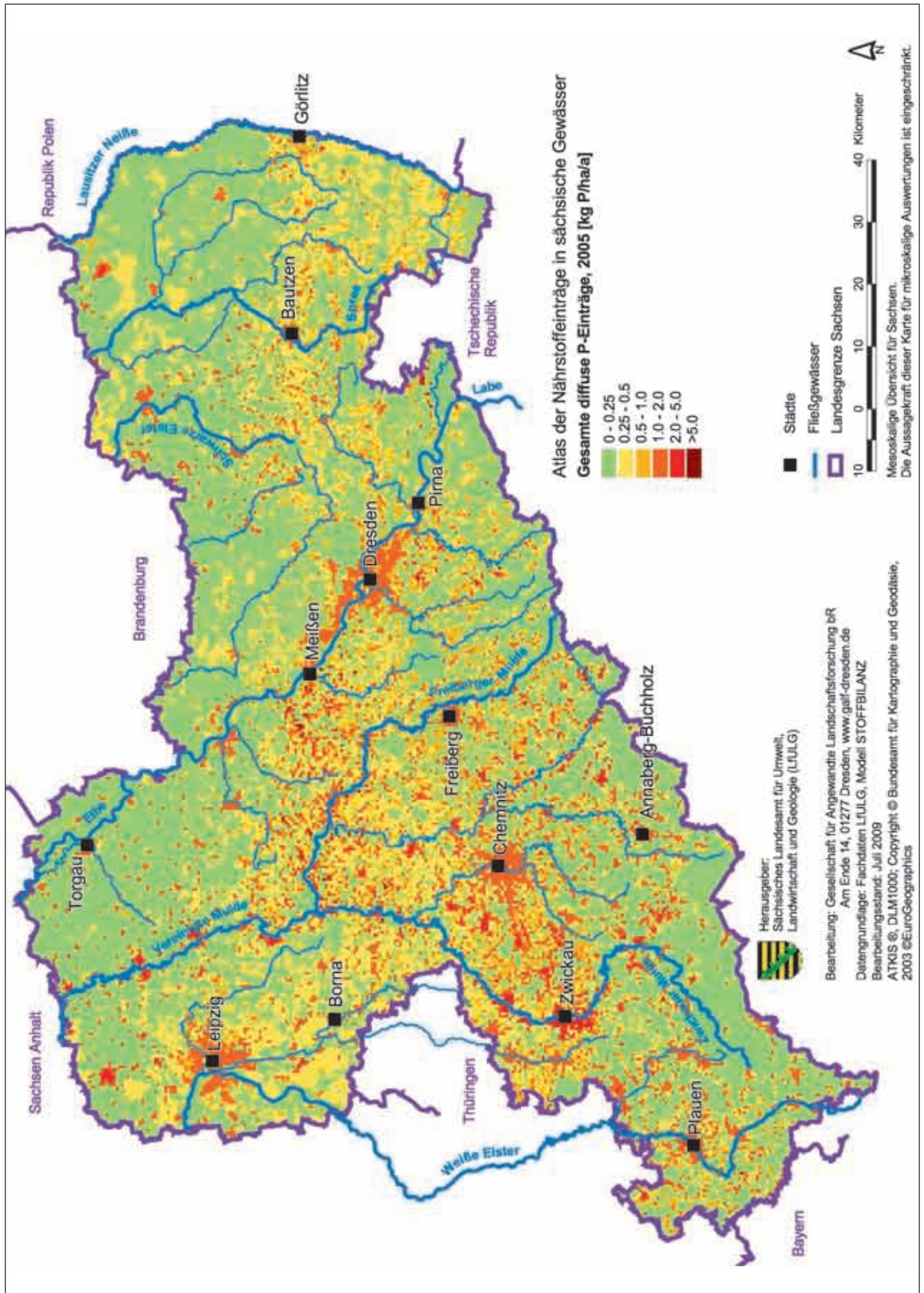


Abbildung 41 Modellerte gesamte diffuse P-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) für Sachsen, Zeitraum 2005

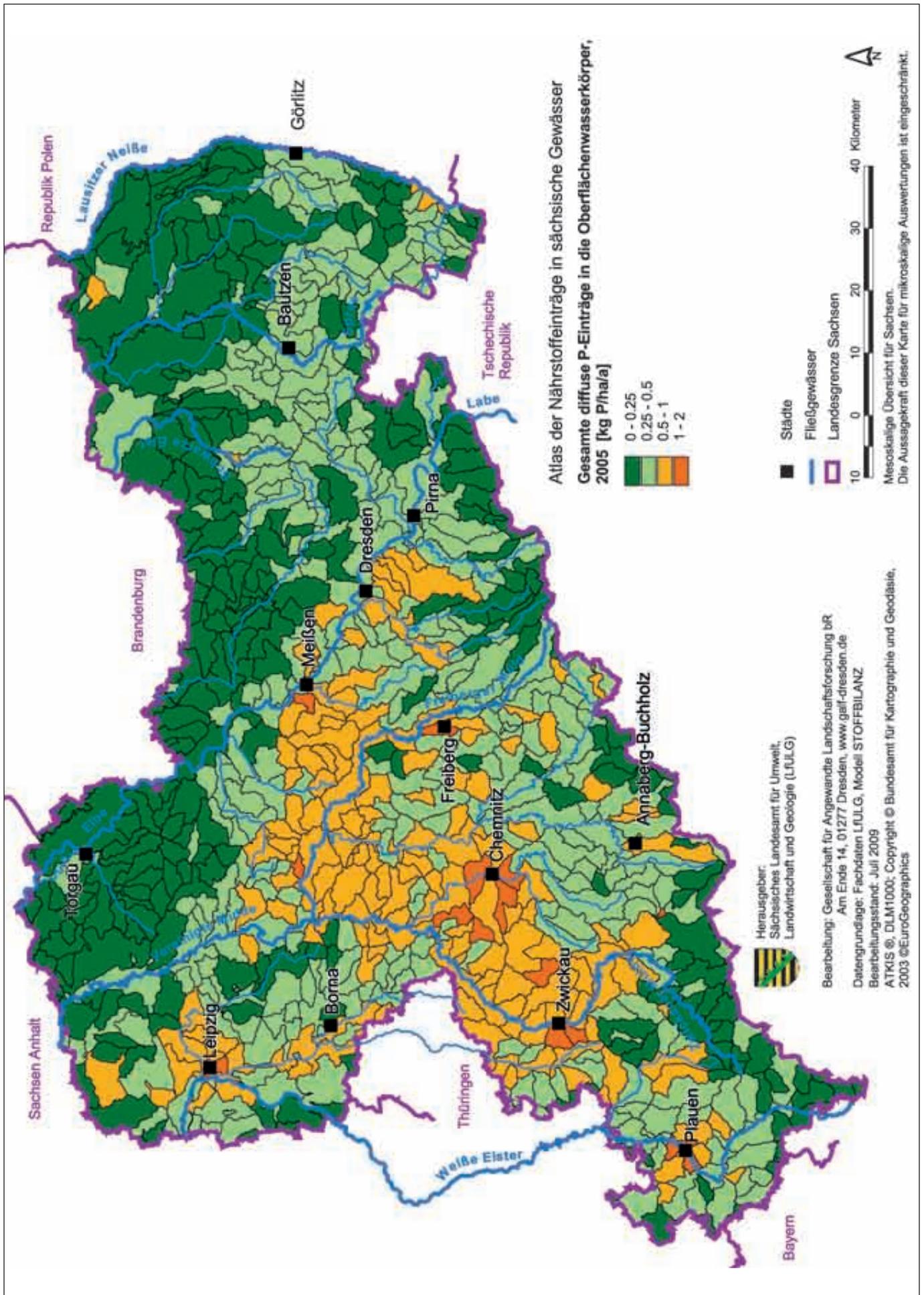


Abbildung 42 Modellerte gesamte diffuse P-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) in sächsische Oberflächenwasserkörper, Zeitraum 2005

Gesamtemissionen in Oberflächengewässer

Die modellierten Einträge von P aus punktuellen und diffusen Quellen in Sachsen betragen für die Jahre 2000 und 2005 in der Summe 1 242 bzw. 1 117 t/a. Dabei entfallen in beiden Jahren 39% der Einträge auf punktuelle Quellen und 61% auf diffuse Quellen. Der Rückgang der Einträge um 125 t/a (10%) erfolgt durch die Reduzierung der Einträge aus Punktquellen (42,5 t/a) sowie die Verminderung der Einträge aus diffusen Quellen (82,5 t/a) (Tabelle 16).

Immissionsmodellierung

Ausgangspunkt für die Abschätzung der P-Frachten unter Berücksichtigung der P-Retention während der Abflusspassage im Oberflächengewässer bis hin zur Messstelle sind die modellierten diffusen und punktuellen P-Einträge (vgl. Abbildung 38 und 44). Nach Ableitung der Retention gemäß der oben beschriebenen Methodik der Frachtberechnung ergibt sich an der Mehrzahl der Messstellen im Vergleich mit den modellierten Immissionen (Eintrag abzüglich Retention) eine gute Übereinstimmung (Abbildung 43).

Bei der Berechnung des Bestimmtheitsmaßes in Abbildung 43 wurden die Beschaffenheitsmessstellen OBF00200 (Labe), OBF01800 (Elbe-1), OBF02810 (Elbe-2) und OBF47600 (Mulde-7) nicht einbezogen, um eine Übergewichtung der dort realisierten überproportional hohen Frachten in der Statistik zu vermeiden ($r^2 = 0,99$ bei entsprechender Einbeziehung aller vier Messstellen, $r^2 = 0,93$ bei Einbeziehung der Messstelle OBF47600). Alle anderen Messstellen, für die Durchfluss- und Konzentrationswerte für P_{ges} vorlagen, wurden dagegen einbezogen.

Größere Abweichungen ergeben sich erwartungsgemäß vor allem in der Lausitz (z. B. Spreeeinzugsgebiet, Schöps) aufgrund der speziellen wasserhaushaltlichen Gegebenheiten in Zusammenhang mit dem Braunkohlebergbau (siehe Flutungssteuerungsmodell GRMSTEU) sowie in Gebieten mit hohem Einfluss durch Talsperrenbewirtschaftung (z. B. nicht erfasste Einflüsse von Vorsperren, Wasserableitung, -überleitung). Einen Vergleich von modellierten Emissionen und modellierten Immissionen für unterschiedlich große Einzugsgebiete in unterschiedlichen Naturraumregionen zeigt Tabelle 17.

Zu beachten ist dabei, dass die mittlere Retention lediglich ein Integral der in den unterschiedlichen Einzugsgebietsteilen (Oberlieger) teilweise stark variierenden Retention darstellt.

Im Rahmen der Modellierung der Retention kann davon ausgegangen werden, dass die Intensität des P-Rückhalts in großen Flüssen etwas überschätzt, in den Mittelgebirgsflüssen dagegen eher unterschätzt wird. Die tschechischen Emissionsanteile entsprechen den Immissionen an den Messstellen OBF00200 (Schmilka) und OBF16700 (Neiße).

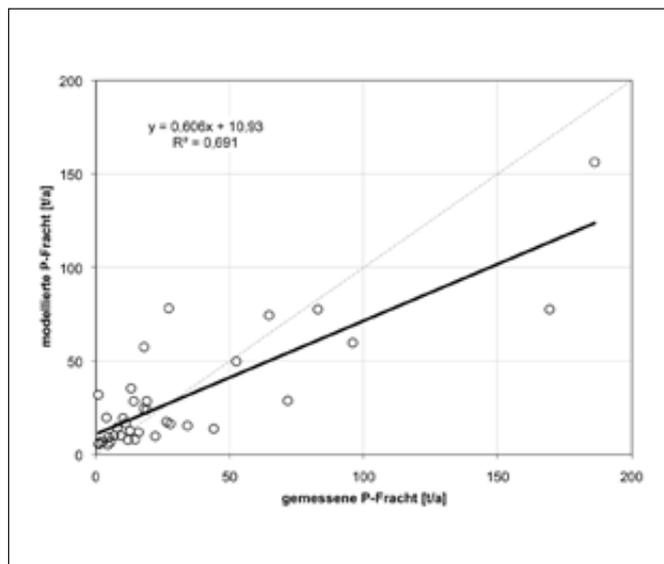


Abbildung 43 Vergleich von gemessenen und modellierten Immissionen im Fließgewässer (Zeitraum 2005)

Tabelle 15 P-Einträge aus Punktquellen [kg/a] (Quelle: LfULG)

	2000	2005
industrielle KA	13 947	30 632
komm. KA mit Ablaufwert	339 730	304 942
komm. KA modelliert	122 370	98 017
Summe	476 047	433 591

Tabelle 16 Gesamte P-Emissionen für die Jahre 2000 und 2005 [t/a]

	2000	2005	Differenz
diffuse Quellen	766	683	-83
punktuelle Quellen	476	434	-42
Summe	1 242	1 117	-125

Tabelle 17 Modellierte P-Emissionen und Immissionen im Vergleich

Messstellen-Nr.	OWK-Nr.	OWK-Name	P-Emission	P-Immission	Mittlere Retention
OBF01800	DESN_5-1	Elbe-1	2 487	2 354	5
OBF02810	DESN_5-2	Elbe-2	2 527	1 627	36
OBF08110	DESN_53718-2	Müglitz-2	13	12	4
OBF14700	DESN_53734-3	Jahna-3	11	4	65
OBF15500	DESN_53736-3	Döllnitz-3	11	5	52
OBF32300	DESN_542-5	Freiberger Mulde-5	189	148	22
OBF38000	DESN_542686-2	Schwarze Pockau-2	7	7	1
OBF39600	DESN_54-5	Mulde-5	77	72	6
OBF47600	DESN_54-7	Mulde-7	467	338	28
OBF17300	DESN_674-6	Lausitzer Neiße-6	79	71	10

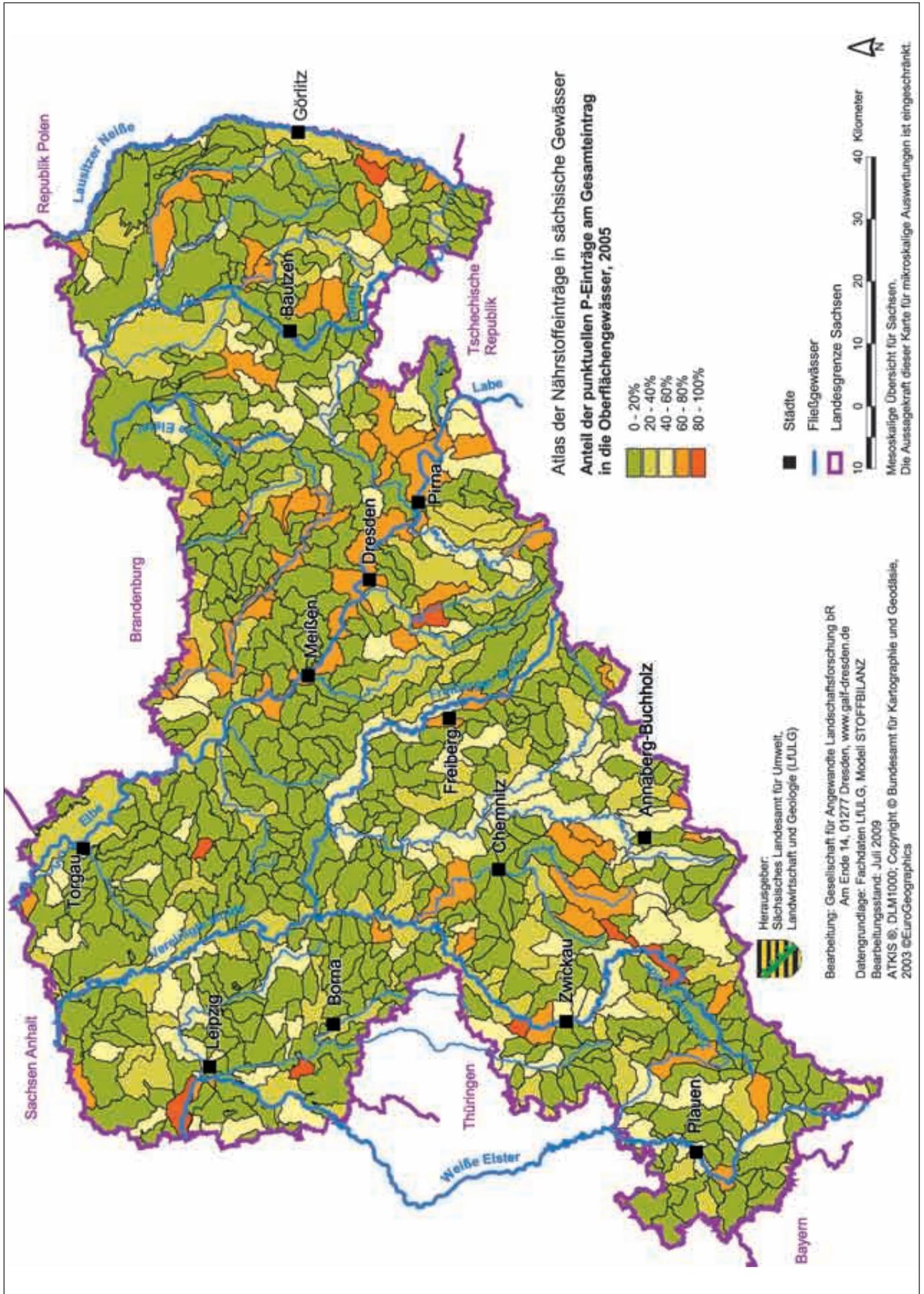


Abbildung 44 Anteil der punktuellen P-Einträge am Gesamteintrag in die Oberflächengewässer, Zeitraum 2005

3.5 Bilanzierung der Stickstoffeinträge

Methoden

Diffuse N-Einträge in Oberflächengewässer

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 überschlägig 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 usw.) oder Folgen des Klimawandels (z.B. Erwärmung) umfassender berücksichtigt werden. So wird auch im Rahmen der vom Umweltbundesamt (UBA 2008) initiierten »Stickstoffminderungsstrategie« eine integrierte Sichtweise auf das Stickstoffproblem angestrebt.

Die Bilanzierung des N-Saldos auf Ackerflächen berücksichtigt die in Abbildung 45 enthaltenen Bilanzglieder (siehe auch Modellerläuterung unter www.stoffbilanz.de). Die Berechnung von Import, Mobilisierung,

Immobilisierung und Export ergibt sich auf Ackerflächen wie nachfolgend beschrieben unter flächengewichteter Einbeziehung aller Fruchtartengruppen.

Import

Mineralische und wirtschaftseigene Düngung Alle Flächen der Hauptnutzungsformen Acker bzw. Grünland erhalten entsprechende Angaben zur mineralischen Düngung je Fruchtartengruppe F_{min} bzw. wirtschaftseigenen Düngung in unterschiedlichen Naturraumregionen F_{org} . Lagerungs- und Ausbringungsverluste werden über den Faktor f_j je nach Art des Düngeranfalls (z.B. Gülle/Stallmist) eingerechnet.

Legume N-Fixierung Die Ableitung einer legumens N-Fixierung F_{leg} erfolgt für Ackerflächen in Abhängigkeit von der Fruchtartengruppe und dem Ertrag (nach SLfL 2007). Für Grünlandstandorte wird die legumens N-Fixierung nach Weißbach (1995) berechnet.

Mobilisierung

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

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

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).

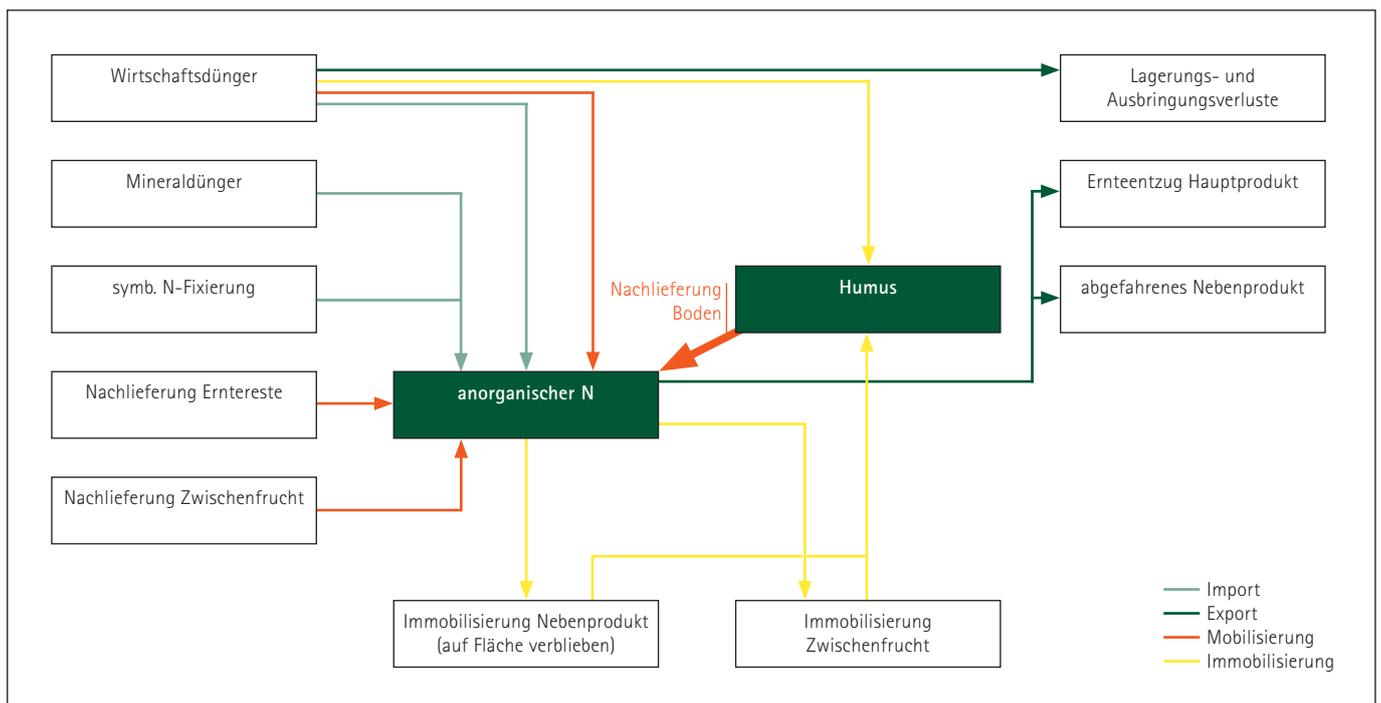


Abbildung 45 Fließschema zur Ableitung der N-Bilanz auf Ackerflächen

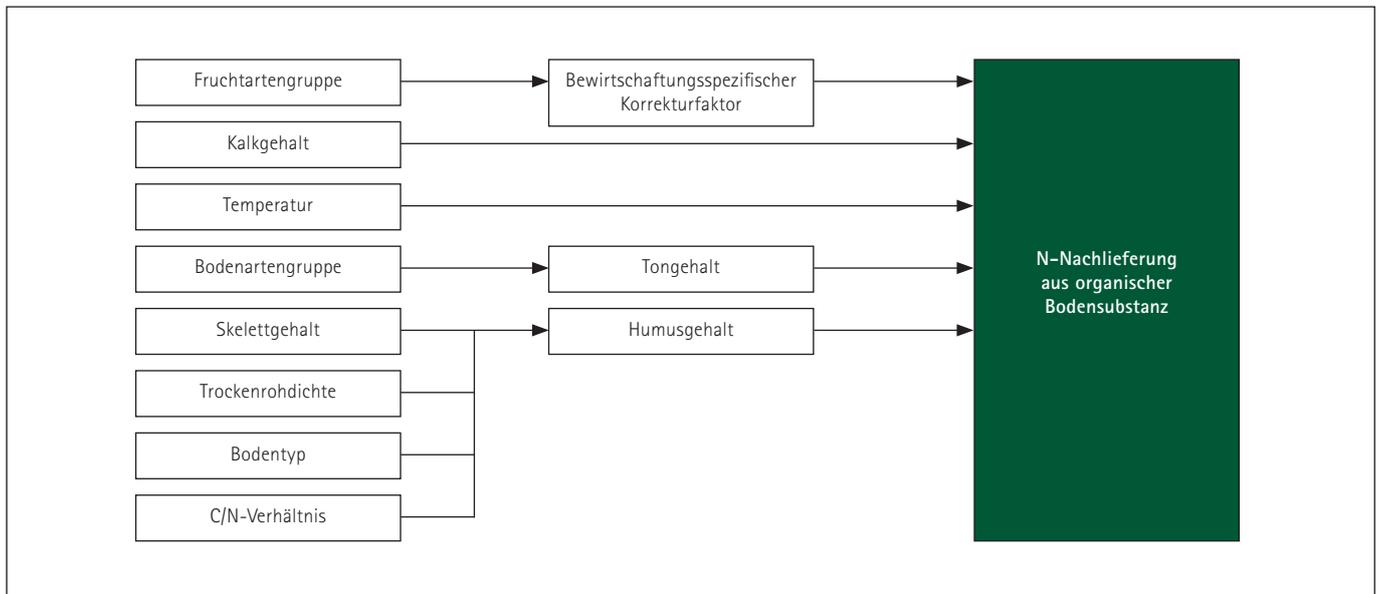


Abbildung 46 Fließschema zur Ableitung der N-Nachlieferung aus der organischen Bodenmatrix (Ackerflächen)

N-Nachlieferung aus der organischen Bodenmatrix Die N-Nachlieferung aus der organischen Bodenmatrix M_{soil} (Abbildung 46) beschreibt die langjährige Rückführung von Stickstoff aus dem organischen N-Pool. Freisetzungen, 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 Landesbehörden¹ erfolgte bereits eine Modifizierung der Methode zur Ermittlung der N-Nachlieferung nach Arman et al. (2002, vgl. Gebel et al. 2005), die wie nachfolgend dargestellt für die sächsischen Gegebenheiten unter Verwendung von Mary & Guérif (1994) bzw. Meynard et al. (1996) angepasst wurde.

Danach 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.

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

$$N_t = \frac{c_{humus} \cdot SBD \cdot 30\,000}{1,72 \cdot C/N} \quad [\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}]$$

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

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

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

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

Der Mineralisationskoeffizient K_2 berechnet sich aus Tongehalt c_{clay} und Kalkgehalt c_{lime} im Oberboden [%] sowie der Jahresmitteltemperatur T_{avg} [°C] über den 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 18, nach Arman et al. 2002, Mary & Guérif 1994, Meynard et al. 1996).

Immobilisierung

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 Ernte- und Wurzelrückständen 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_c) 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 (vgl. Schliephake & Albert 2003).

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} (vgl. oben beschriebene Methodik zur Ableitung der Nachlieferung aus dem Zwischenfruchtanbau des Vorjahres) ausgegangen.

¹ M. Finck, Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ); Dr. F. Waldmann, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB)

Export

Ernteentzug Der im Berechnungsjahr von der Fläche abgefahrene N-Entzug 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 (SLfL 2007).

Zwischenbilanz

Acker Die Zwischenbilanz $N_{surplus}$ für Ackerflächen ergibt sich als erweiterte Bilanz aus der Verrechnung von Quellen (Import, Mobilisierung) und Senken (Immobilisierung, Export).

$$N_{surplus} = Import + Mobilisierung - Immobilisierung - Export \text{ [kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}\text{]}$$

Grünland Für Grünlandstandorte berechnet sich die Zwischenbilanz aus den relevanten Importgrößen abzüglich der jeweiligen Exportgrößen. Umsatzprozesse werden nicht einbezogen.

Wein-/Obstbau Auf Weinbauflächen wird für die Zwischenbilanz programmintern pauschal der Wert 0 kg N ha⁻¹a⁻¹ vergeben, Obstbauflächen erhalten 10 kg N ha⁻¹a⁻¹.

Atmosphärische Deposition

Die Angaben zur atmosphärischen N-Gesamtdosition N (trockene und nasse N-Deposition) werden für alle Hauptnutzungsformen rasterbezogen und nutzungsdifferenziert in der Modellierung der N-Bilanz für alle Hauptnutzungsformen berücksichtigt (Gauger et al. 2002, 2008).

Denitrifikation im Oberboden

Die Denitrifikation in der Bodenzone D_{soil} wird 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 N_{atm} 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.

$$D_{soil} = \frac{D_{max} \cdot \frac{N_{surplus} + N_{atm}}{7,5}}{K + \frac{N_{surplus} + N_{atm}}{7,5}} \cdot 1,72 \cdot C/N \text{ [kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}\text{]}$$

Im Siedlungsbereich wird unabhängig von den Bodeneigenschaften grundsätzlich von ungünstigen Denitrifikationsbedingungen ausgegangen.

Für Waldflächen wird die Denitrifikationsrate dagegen unter Verwendung des Critical-load-Konzeptes (siehe Nagel & Gregor 1999, Kaiser und Gebel 2003) bestimmt. Dafür werden neben der atmosphärischen Deposition die N-Nettoaufnahmerate, die Immobilisierungsrate sowie ein Denitrifikationsfaktor berücksichtigt (siehe Gebel et al. 2009).

Diffuser gelöster N-Austrag aus der Bodenzone

Auf den Hauptnutzungsformen Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau und Sonstiges wird der N-Austrag DN unter Berücksichtigung der Zwischenbilanz, der atmosphärischen Deposition und der Denitrifikationsrate D wie folgt ermittelt:

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

Für Gewässerflächen wird der N-Austrag der atmosphärischen Deposition gleichgesetzt. Für Waldflächen berechnet sich der N-Austrag unter Berücksichtigung der N-Nettoaufnahmerate I_{uptake} , der N-Immobilisierungsrate I_{humus} und der Denitrifikationsrate D_{soil} wie folgt (nach Nagel & Gregor 1999):

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

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

Tabelle 18 Festlegung von f_5 zur Berücksichtigung des Bewirtschaftungssystems

Erntereste werden ...	Häufigkeit organischer Düngung			
	> alle 10 Jahre	alle 5 – 10 Jahre	alle 3 – 5 Jahre	< 3 Jahre
...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

Tabelle 19 Ableitung der Denitrifikationsbedingungen im oberen GWL für Sachsen

Grundwasserführende Gesteinseinheit	Halbwertszeit der Denitrifikation [a]	hydrochemische Milieubedingungen	Denitrifikationsbedingungen	Abbaukonstante k_n
quartäres und tertiäres Lockergestein, quartäre Talfüllungen	ca. 2,5	überwiegend reduzierend, nitratabbauend	günstig bis eingeschränkt	0,267
Locker- über Festgestein	ca. 20	oxidierend/reduzierend, gering nitratabbauend	ungünstig	0,034
Kalkstein, Konglomerat, Metamorphit, Plutonit, Vulkanit, Sandstein, Schluff- u. Tonstein	ca. 35	oxidierend, nicht nitratabbauend	sehr ungünstig	0,02

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

Die von versiegelten Flächenanteilen berechneten Frachten DN_{RS} gelangen über den diffusen Eintragspfad direkt ins Oberflächengewässer. Sie berechnen sich analog zur Ableitung der diffusen P-Einträge von versiegelten Flächen (siehe oben, Abbildung 34) unter Berücksichtigung der N-spezifischen Exportkoeffizienten.

Ableitung der gelösten N-Einträge über 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 Drainabfluss 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. 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.

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

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

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

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

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

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser C berechnet sich nach folgender Gleichung:

$$C_{NO_3SW} = \left(\frac{DN_{SW} \cdot 4,43 \cdot 100}{SW}\right) \quad [\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}]$$

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 (Wendland & Kunkel 1999, Kunkel & Wendland 1999, Ullrich 2006, Uhlig et al. 2009). Unter Berücksichtigung von Abbaukonstante und 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 eingetragene 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 47).

Für Aquifere in Festgesteins- und Übergangsgebieten wird aufgrund der komplizierteren Hydraulik auf die Berechnung von Fließwegen und Verweilzeiten verzichtet. Die in den Grundwasserleiter eingetragene Fracht reduziert sich in Abhängigkeit von einer pauschal eingesetzten Verweilzeit bzw. Halbwertzeit der Denitrifikation (siehe unten, vgl. Wendland & Kunkel 1999, Kunkel & Wendland 1999, Schwarze 2004, Ullrich 2006, Gebel et al. 2008).

Aquifere im Bereich Festgestein und Locker- über Festgestein Für Festgesteins- und Übergangsgebiete (Locker- über Festgestein) wird auf Schätzwerte der Denitrifikationsbedingungen und Grundwasserverweilzeiten zurückgegriffen. 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 19 und 20). Für grundwasserbeeinflusste Bodentypen wird abweichend von Tabelle 20 eine Grundwasserverweilzeit von einem Jahr angenommen.

Der Faktor r_{GW} wird wie folgt in Abhängigkeit von der Abbaukonstanten k_n für Nitrat sowie der Grundwasserverweilzeit t_{GW} (oberer GWL) ermittelt (Wendland & Kunkel 1999, Wendland 1992):

$$r_{GW} = \exp(-k_n \cdot t_{GW})$$

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 47).

Notwendige Eingangsdaten sind regionalisierte Durchlässigkeitsbeiwerte aus der HÜK 200, ein Grundwassergleichenplan des potenziellen oberen Grundwasserleiters, die WRRL-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.

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.

Eine 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 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 flä-

chendifferenzierten Eingangsdaten zur Grundwasserneubildung und zu den Nitrateinträgen 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 Nitratatrag in die Oberflächengewässer behaftet sind, erfolgt durch die emissionsseitige Berechnung (Abbildung 48, aus Uhlig et al. 2009). Entlang des Grundwasserpfads unterliegen die in das Grundwasser ausgewaschenen Nitratüberschüsse der autotrophen und/oder heterotrophen Denitrifikation.

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 48 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 Simulierung eines Nitratabbaus würde die Aufsummierte 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 Nitrateinträgen 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 Modellansatz an Oberflächengewässermessstellen in grober Näherung auf Plausibilität überprüft werden.

In Abbildung 49 wird das Prinzip bezogen auf die Stoffweitergabe entlang einer Grundwasserdruckoberfläche für eine durch Grundwasserzuerfluss gekennzeichnete Flusszelle verdeutlicht (aus Uhlig et al. 2009).

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.

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

Diffuser partikelgebundener N-Eintrag

Neben dem gelösten N-Eintrag DN_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 organischen Bodenstickstoffgehalts N_t und des Sedimenteintrages SE . Der Bodenstickstoffgehalt wird programmintern aus dem Humusgehalt (Oberboden) berechnet.

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

Diffuser N-Gesamteintrag

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

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

Punktuelle N-Einträge in Oberflächengewässer

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

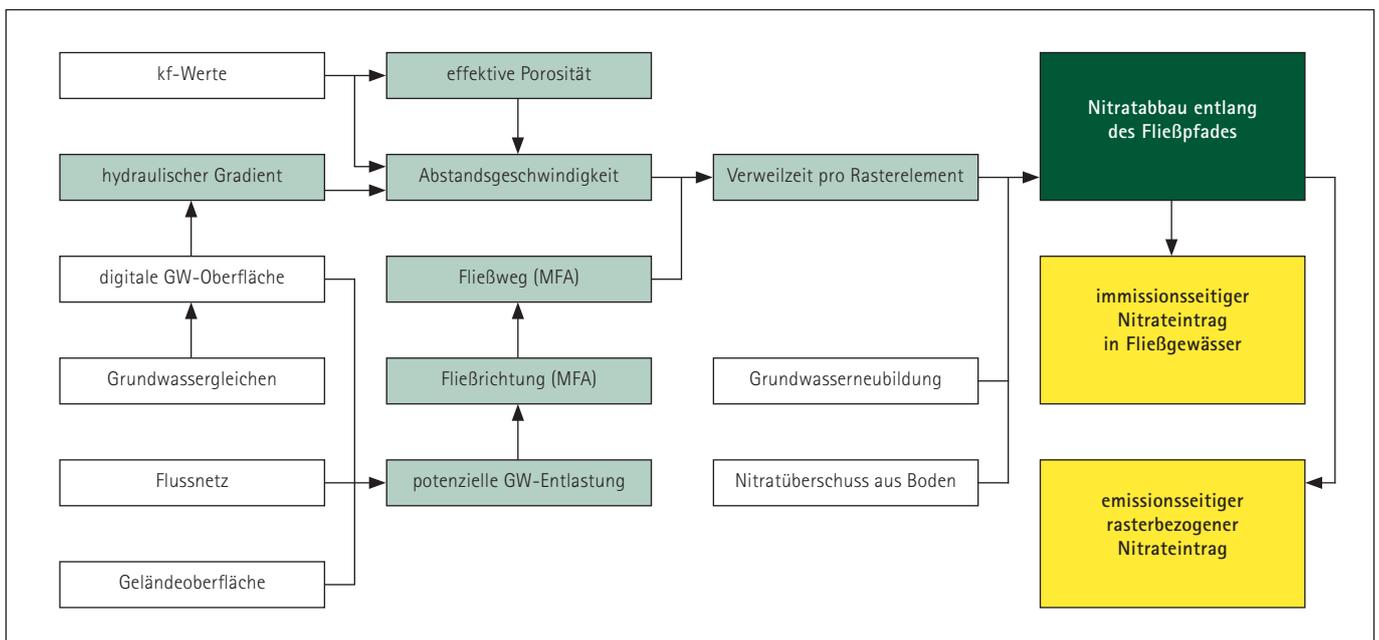


Abbildung 47 Fließschema zur Ableitung von Grundwasserneubildung und Nitratabbau im Lockergesteinsbereich

Tabelle 20 Ableitung von Grundwasserverweilzeiten für Aquifere im Festgestein bzw. Locker- über Festgestein Sachsens für Standorte ohne Grundwasserbeeinflussung

Grundwasser führende Gesteinseinheit	geschätzte Grundwasserverweilzeit [a]
Sandstein	ca. 20
Locker- über Festgestein	ca. 15
Metamorphit, Plutonit	ca. 7
Vulkanit	ca. 6,5
Kalkstein, Konglomerat, Schluff- und Tongestein, Quartäre Talfüllungen	ca. 5

Frachtberechnung im Oberflächengewässer

Der wesentlichste Retentionsmechanismus im Oberflächengewässer für Stickstoff ist die mikrobiologische Denitrifikation im Bereich der Kontaktzone zwischen Freiwasser und Gewässerbett sediment (benthische Zone). Steuerungsfaktoren beziehen sich damit vor allem auf hydraulische und biologische Eigenschaften des Gewässers. Die Retentionsleistung r setzt sich aus der Retention im Fließgewässer r_{riv} und der Retention im Standgewässer r_{res} zusammen.

Fließgewässer

In Anlehnung an das Nutrient-spiralling-Konzept (Stream Solute Workshop 1990) erfolgt die Modellierung der Retentionsleistung r_{riv} eines Gewässerabschnittes in Abhängigkeit von 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 & Opitz (2005), in Abhängigkeit vom hydrau-

lischen Gradienten I , vom Durchfluss Q , von der Gewässerbreite w und dem Manning-Strickler-Beiwert k_{ST} ermittelt:

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

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 Gewässerbreite wird GIS-technisch für jeden einzelnen Oberflächengewässerkörper (OWK) ermittelt. Der Abfluss in einem OWK ergibt sich aus seinem Einzugsgebiet 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.

Standgewässer

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

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

Oberflächenwasserkörper

Für jeden OWK wird eine spezifische Retentionsleistung r ermittelt. Die Fracht eines einzelnen OWK $L_{i,N}$ setzt sich aus der eigenen Emission $TN_{diff,point}$ und der Summe der Immissionen der anliegenden Oberlieger-OWK $L_{j,N}$ multipliziert mit r zusammen:

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

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

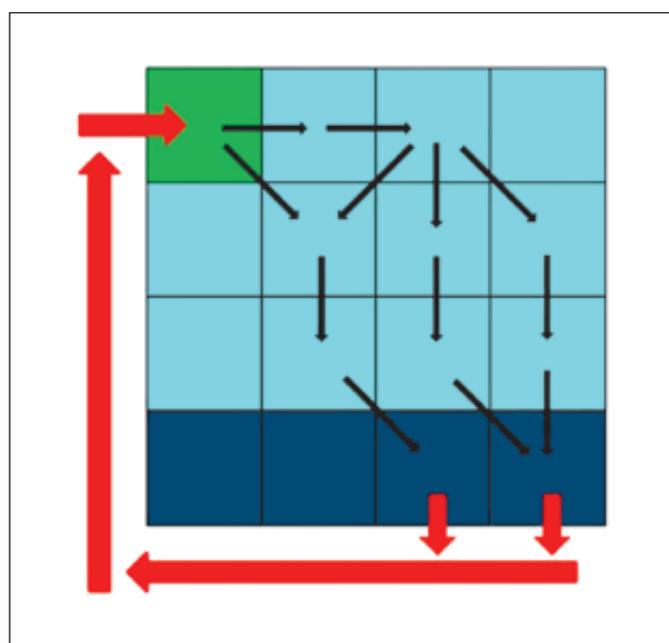


Abbildung 48 Schema zur emissionsseitigen Berechnung

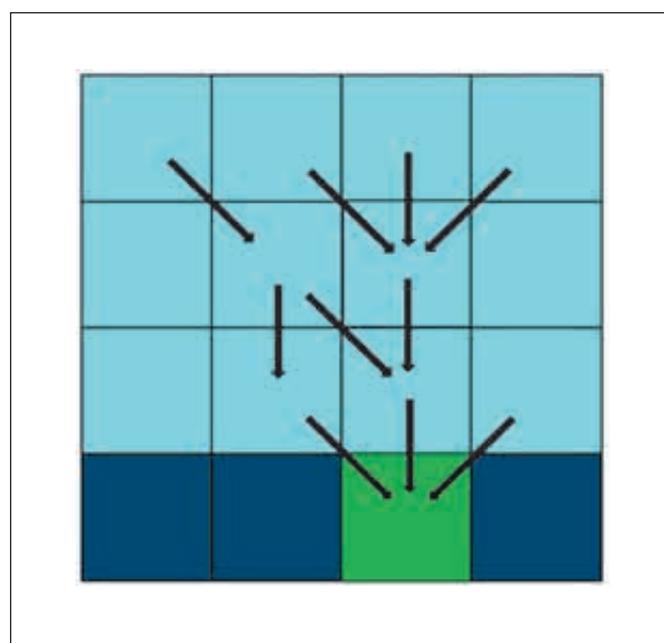


Abbildung 49 Schema zur immissionsseitigen Berechnung

Resultate und Karten

Emissionen aus diffusen Quellen

Einen Überblick über die diffusen gelösten N-Aus- bzw. N-Einträge, die partikelgebundenen N-Einträge sowie die diffusen N-Gesamteinträge geben die Abbildungen 51, 52, 53, 54, 55 und 56.

Der flächenbezogene Mittelwert für den diffusen N-Eintrag liegt bei 20,8 kg N ha⁻¹a⁻¹ für 2000 bzw. 17,6 kg N ha⁻¹a⁻¹ für 2005. Die prozentualen Anteile der diffusen N-Einträge je Hauptnutzungsform für beide Zeiträume zeigt Abbildung 50. Aus den Ackerflächen resultieren danach 60% (2000) bzw. 54% (2005) des diffusen Gesamteintrages.

Auch die mittleren hektarbezogenen Einträge von Ackerflächen liegen mit Abstand am höchsten (Tabelle 21).

Einen Überblick zu den über die verschiedenen Abflusspfade modellierten Eintragssummen je Rasterzelle bezogen auf den Austragsort bieten die Abbildungen 55 und 56. Zu beachten ist dabei, dass sich im Norden Sachsens die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss auf Grund längerer Verweilzeiten und günstiger Denitrifikationsbedingungen im Vergleich zu den übrigen Naturraumregionen am stärksten verringern. Dies hat auch einen vergleichsweise geringeren N-Eintrag in die Oberflächengewässer zur Folge.

Einen Überblick über die berechneten gelösten N-Austräge aus der Bodenzone geben die Abbildungen 51 und 52. Auf den Ackerflächen der Lössgebiete ergeben sich für beide Berechnungszeiträume vor allem aufgrund der guten Ertragssituation relativ enge Bilanzsalden und damit vergleichsweise geringe N-Austräge. Die relativ niedrigen Austräge in den Heide- und Teichlandschaften sind dagegen überwiegend auf die geringen Nachlieferungsraten aus der organischen Bodenmatrix zurückzuführen. Der Rückgang der N-Austräge vom Berechnungszeitraum 2000 zu 2005 ist im Wesentlichen auf die angenommene Steigerung der Ertragsleistung von 2005 gegenüber 2000 zurückzuführen, die sich in den für die Modellierung verwend-

ten Ertragsschätzungen widerspiegelt. Von geringerem Einfluss dürfte die leicht rückläufige N-Deposition sowie die Zunahme des Anbaus von Zwischenfrüchten sein.

Die Generierung der diffusen N-Austräge aus Siedlungsflächen unterscheidet zwischen den in Tabelle 22 angegebenen vier Pfaden.

Tabelle 21 Nutzungsbezogene mittlere N-Einträge

Nutzung	diffuse N-Emission [kg N/ha/a]	
	Zeitraum 2000	Zeitraum 2005
Acker	31,6	24,3
Grünland	8,9	9,1
Obstbau	11,3	11,3
Weinbau	11,2	11,2
Laubwald	8,9	8,9
Nadelwald	13,7	13,7
Siedlung	22,1	20,0
Gewässer	15,9	15,9
Sonstige	7,7	7,7

Tabelle 22 N-Einträge von Siedlungsflächen

diffuse N-Einträge von Siedlungsflächen [t/a]		
Jahr	2000	2005
unversiegelt	3 018	3 018
Regenwasserkanal	230	230
ohne Kanalanschluss	939	671
Bürgermeisterkanal	1 010	791
Summe	5 197	4 711

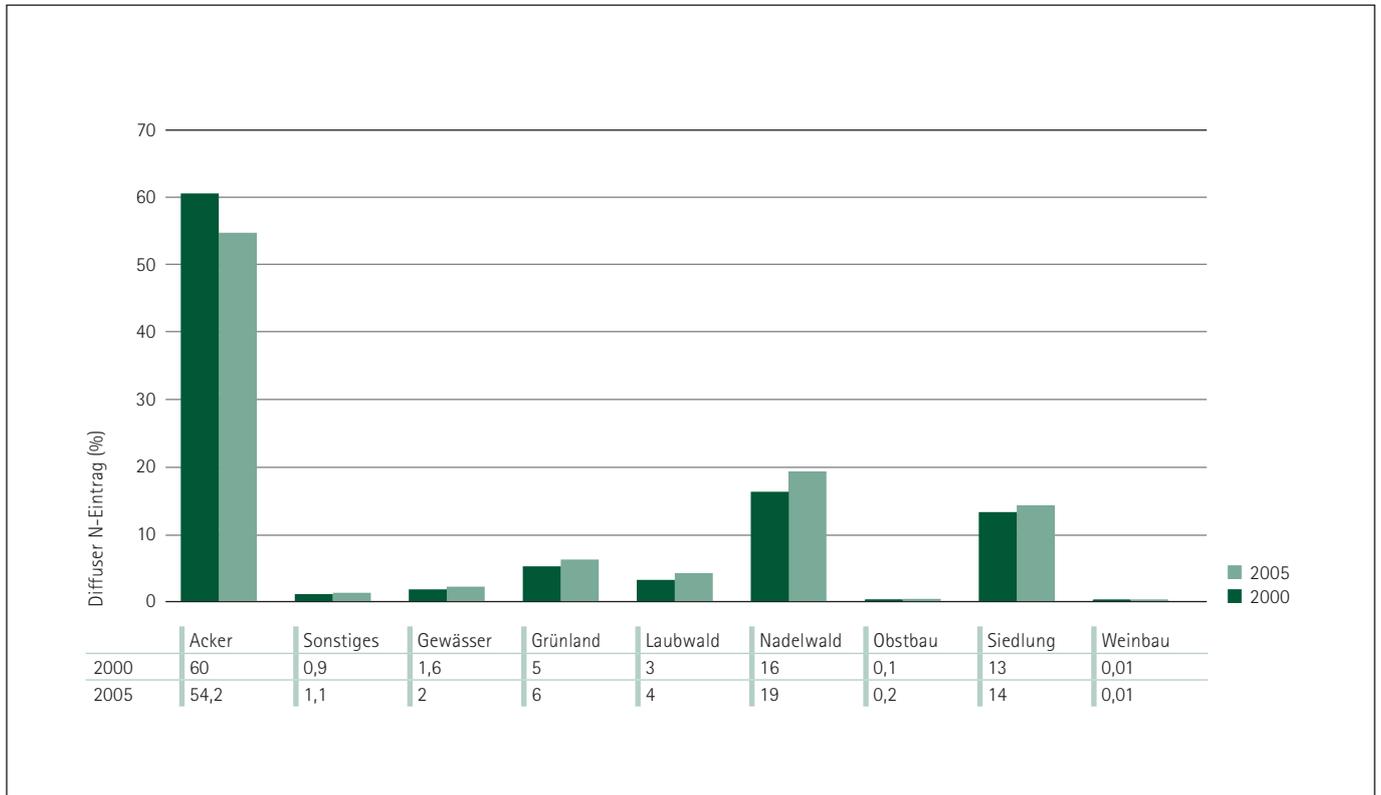


Abbildung 50 Verteilung der diffusen N-Einträge auf die Hauptnutzungsform

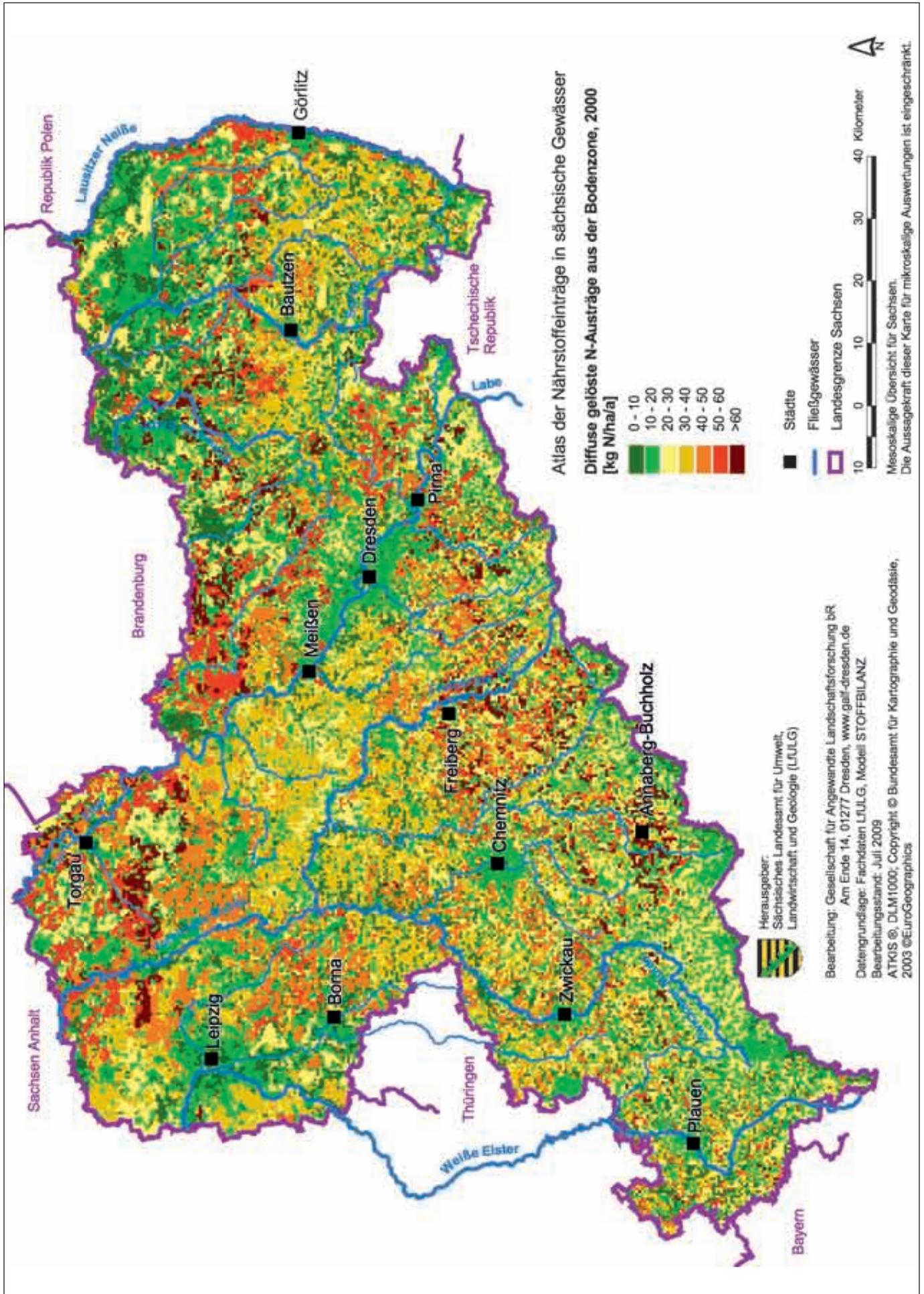


Abbildung 51 Modellierter diffuse gelöste N-Austräge aus der Bodenzone, Zeitraum 2000

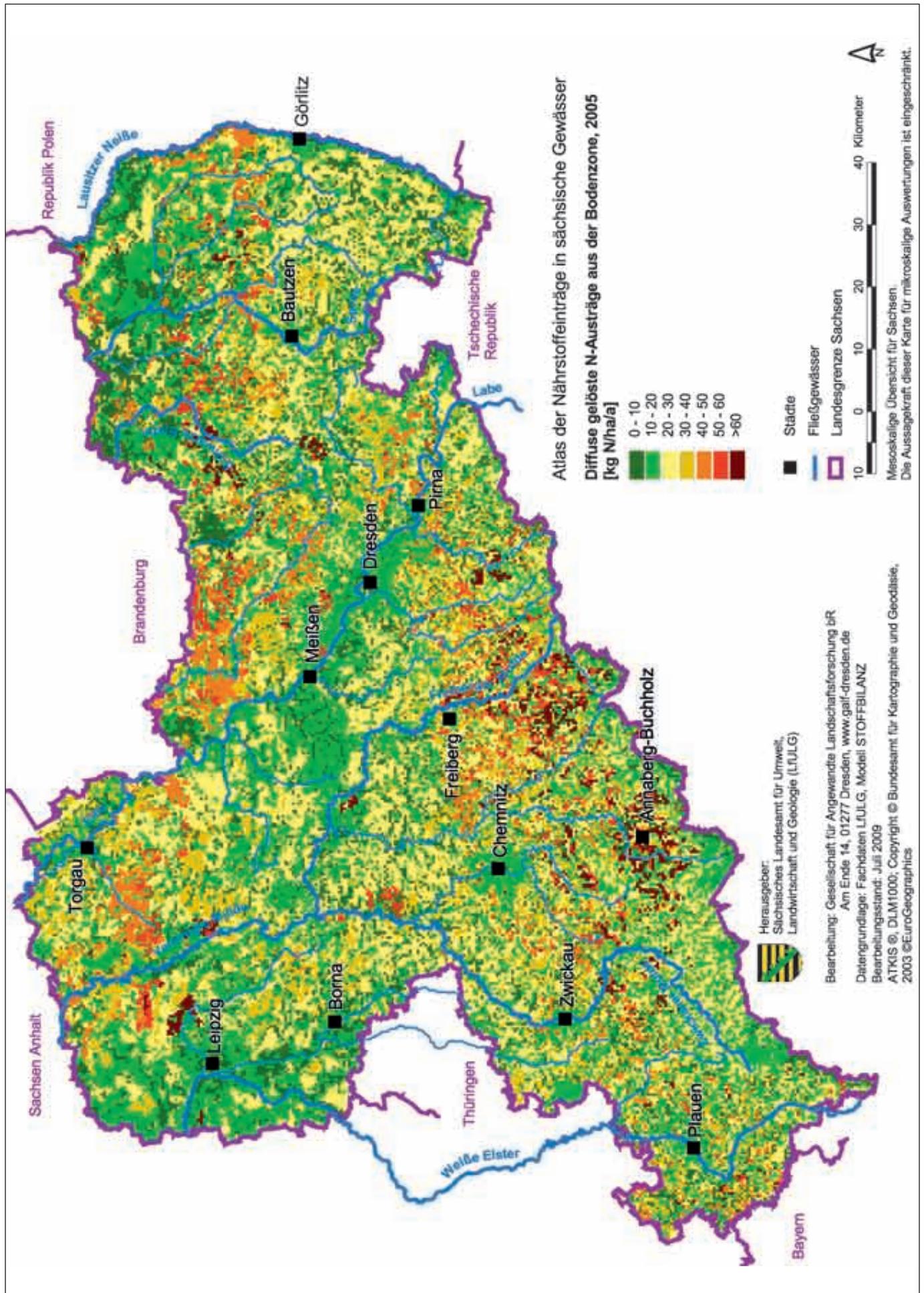


Abbildung 52 Modellierter diffuse gelöste N-Austräge aus der Bodenzone, Zeitraum 2005

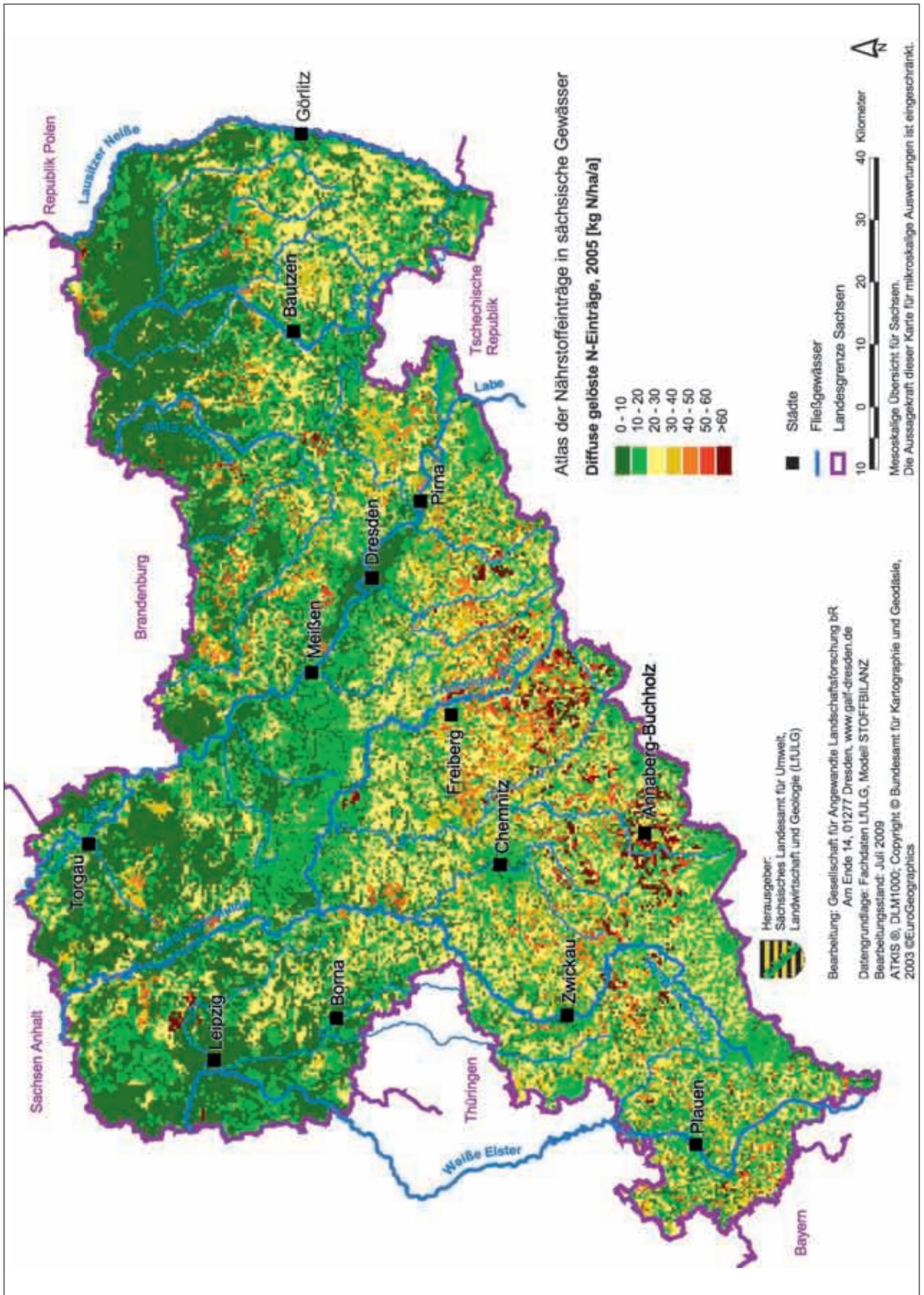


Abbildung 53 Modellerte gelöste diffuse N-Einträge für Sachsen, Zeitraum 2005

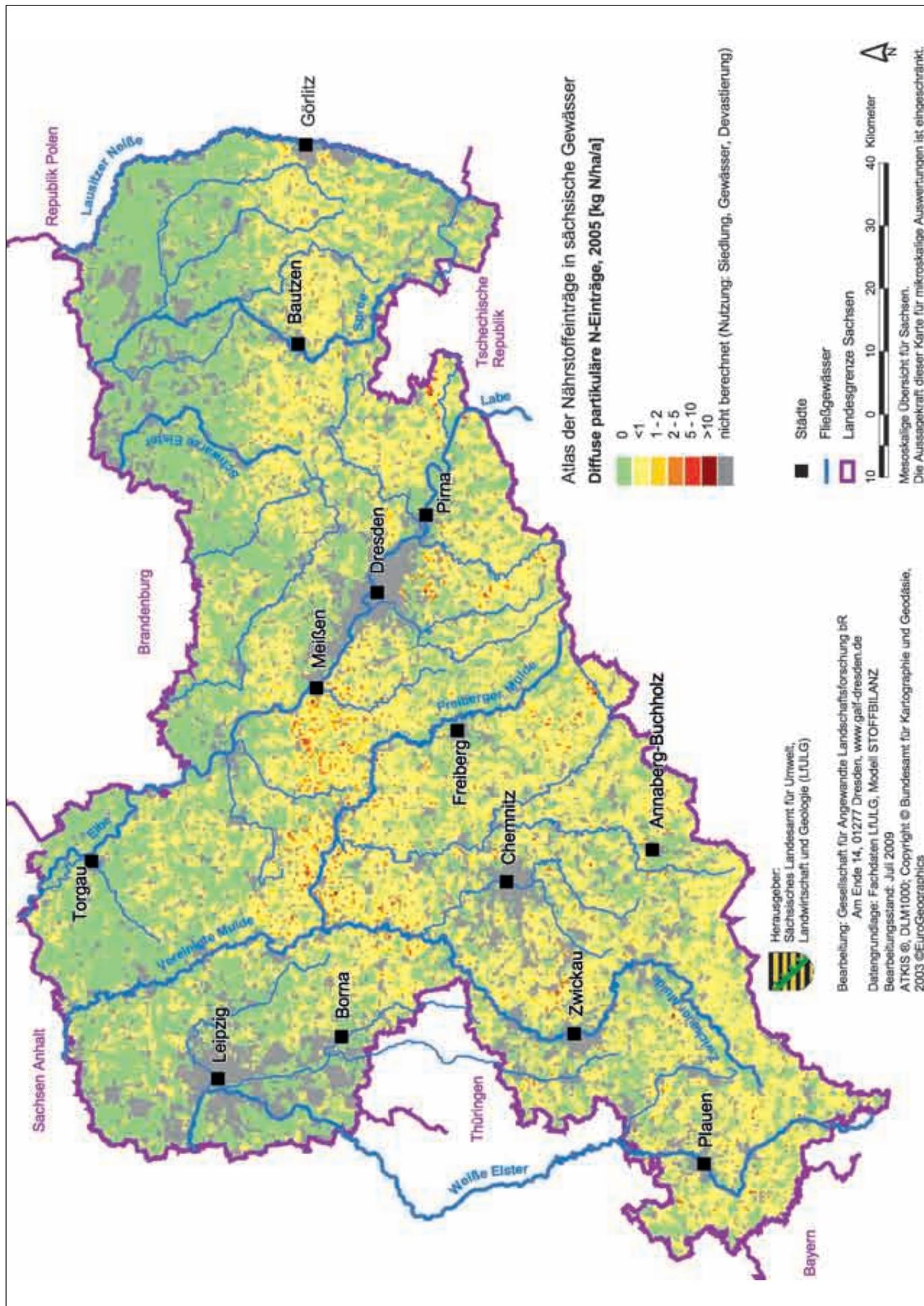


Abbildung 54 Modellerte diffuse partikulär gebundene N-Einträge durch Bodenerosion für Sachsen, Zeitraum 2005

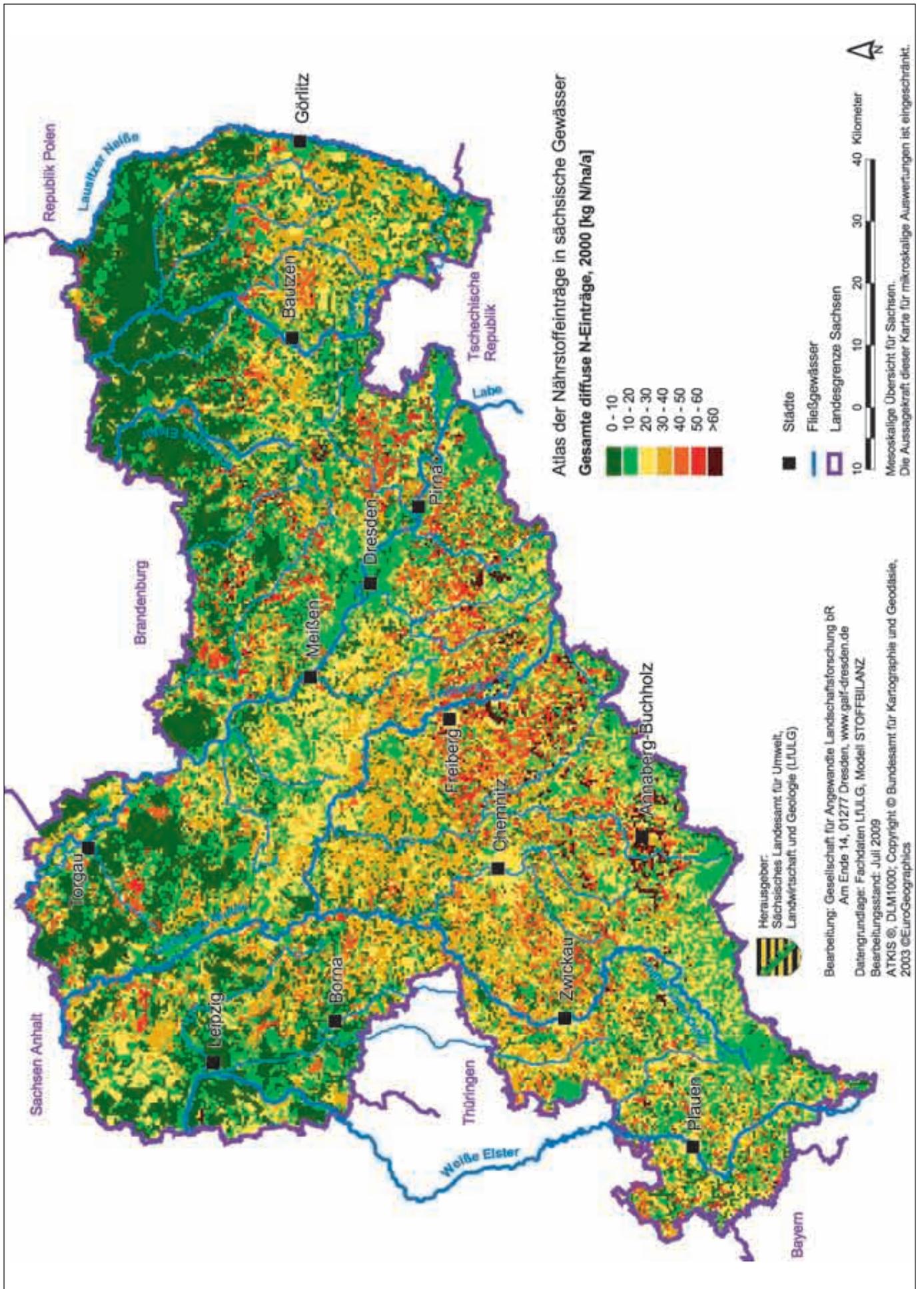


Abbildung 55 Modellerte gesamte diffuse N-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) für Sachsen, Zeitraum 2000

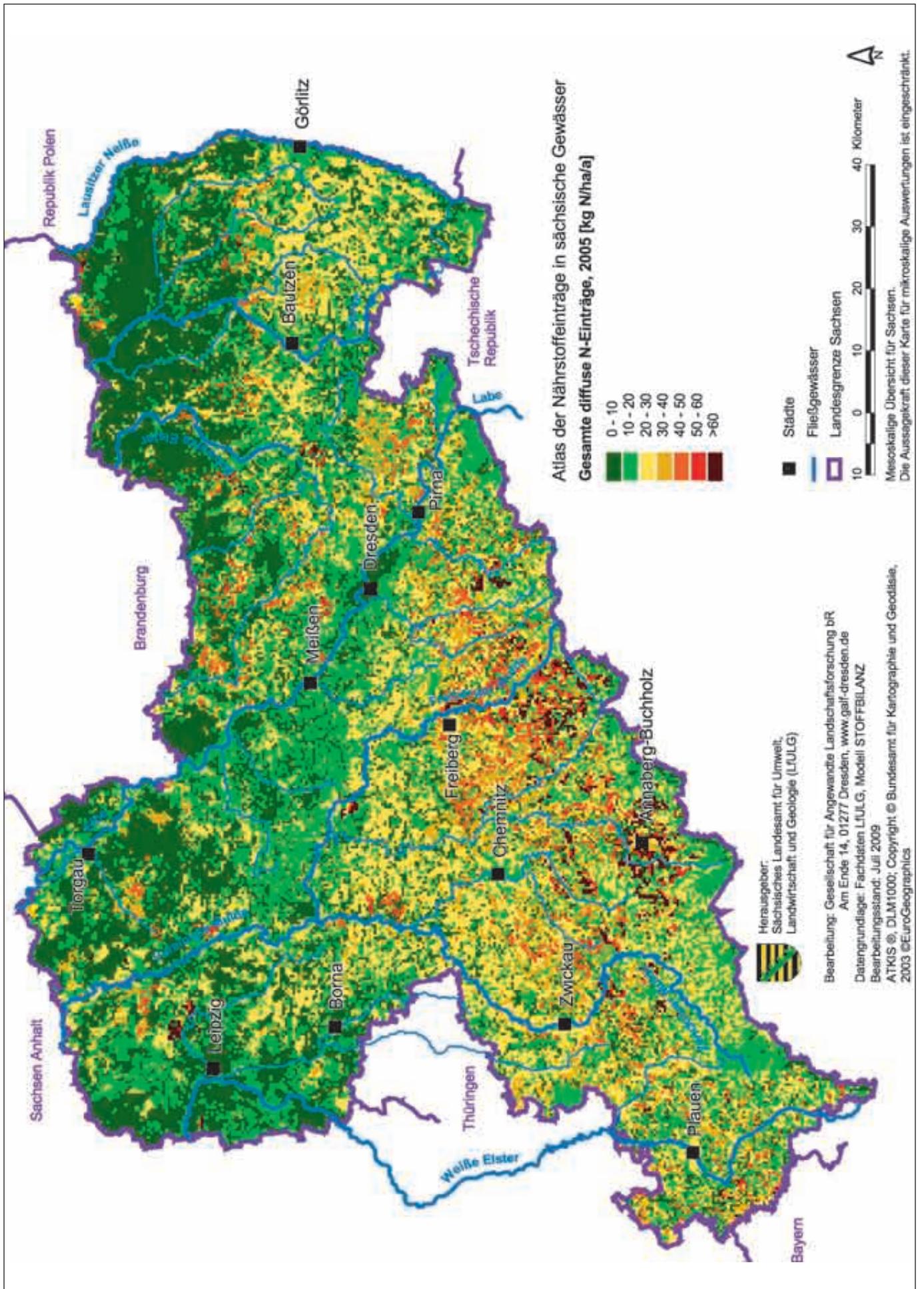


Abbildung 56 Modellerte gesamte diffuse N-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) für Sachsen, Zeitraum 2005

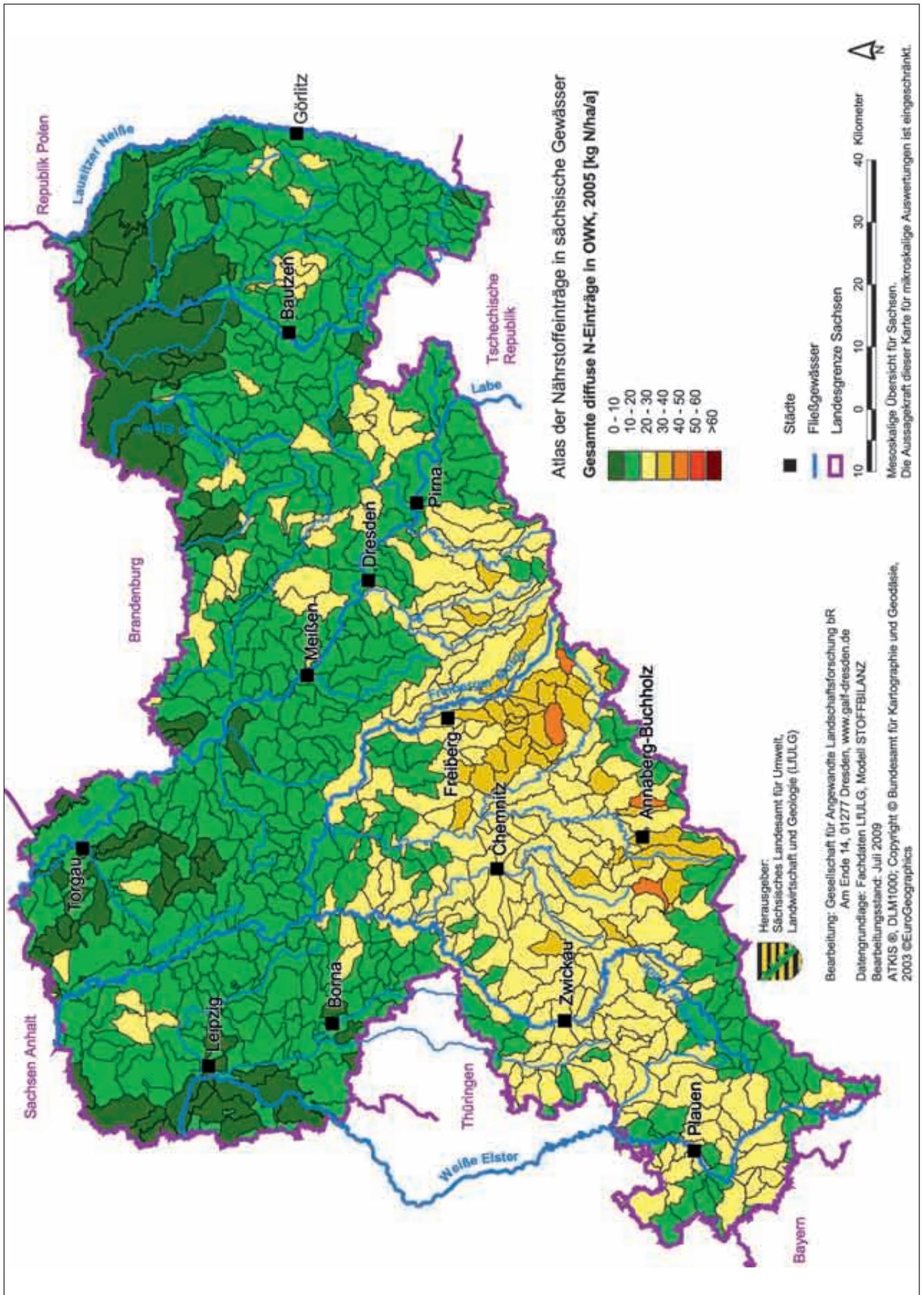


Abbildung 57 Modellerte diffuse N-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) in sächsische Oberflächenwasserkörper, Zeitraum 2005

Hinsichtlich der gelösten N-Einträge je Hauptnutzungsform ergibt sich im Vergleich zum Gesamteintrag ein fast identisches Bild, da die Verlagerung über den partikelgebundenen Eintragspfad nur sehr gering ausfällt. Eine Übersicht zu den diffusen gelösten N-Einträgen in das Grundwasser, bezogen auf die Grundwasserkörper, zeigt Abbildung 60 für den Zeitraum 2005.

Der diffuse Übertritt von Stickstoff über den Grundwasserpfad ins Oberflächengewässer liegt, je nach Grundwasserverweilzeit und Denitrifikationsbedingungen im Aquifer, mehr oder weniger deutlich unter dem Eintrag ins Grundwasser aus der ungesättigten Zone. Die Verweilzeiten selbst schwanken im Lockergesteinsbereich je nach Fließweglänge und Abstandsgeschwindigkeit zwischen 0 und < 500 a. Der Medianwert liegt bei ungefähr 36 a. Wie Abbildung 58 zeigt, verringern sich die N-Einträge ins Oberflächengewässer insbesondere in den Heide- und Teichlandschaften (Lockergesteinsbereich). Im Lössgebiet (Übergangsgebiete) und im Mittelgebirge und Vorland (Festgestein/Übergangsgebiete) ist dagegen von deutlich geringeren Denitrifikationspotenzialen auszugehen.

Über den Grundwasserpfad erfolgen im Landesmittel ca. 25% der Einträge, bezogen auf Ackerflächen, wobei sich die Emissionen aufgrund der Denitrifikationsprozesse während der Grundwasserpassage regionalspezifisch unterschiedlich stark reduziert haben (siehe oben). Die Einträge über Drainspenden und Oberflächenabflüsse sind im Sächsischen Lössgebiet bzw. im Mittelgebirge und Vorland am höchsten (siehe Abbildung 59).

Der Anteil des diffusen partikulär gebundenen N-Eintrages in die Oberflächengewässer am gesamten diffusen N-Eintrag beträgt mit

170 t/a (2000) bzw. 148 t/a (2005) weniger als 1% und ist somit nicht signifikant. Partikelgebundene Einträge treten vor allem im Lössgebiet und im Bergland auf Grund der höheren Erosionsraten auf (siehe Abbildung 54 für den Zeitraum 2005).

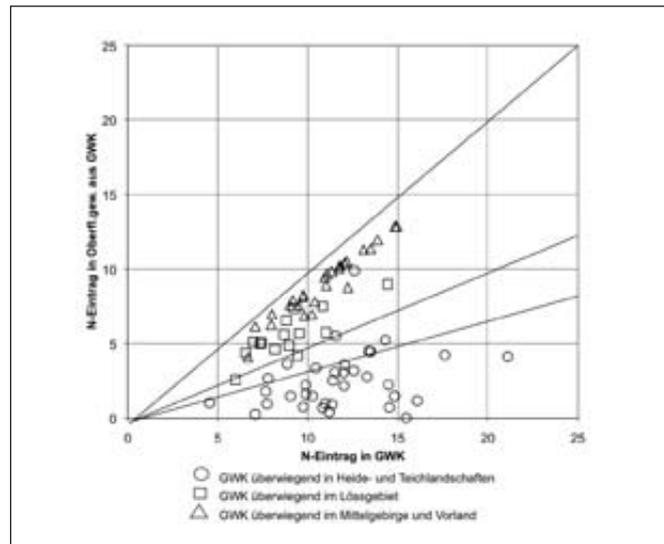


Abbildung 58 Vergleich von diffusen N-Einträgen in die Grundwasserkörper und diffusum N-Eintrag in das Oberflächengewässer aus den Grundwasserkörpern (Grundwasserpfad) in den Naturraumregionen, Zeitraum 2005

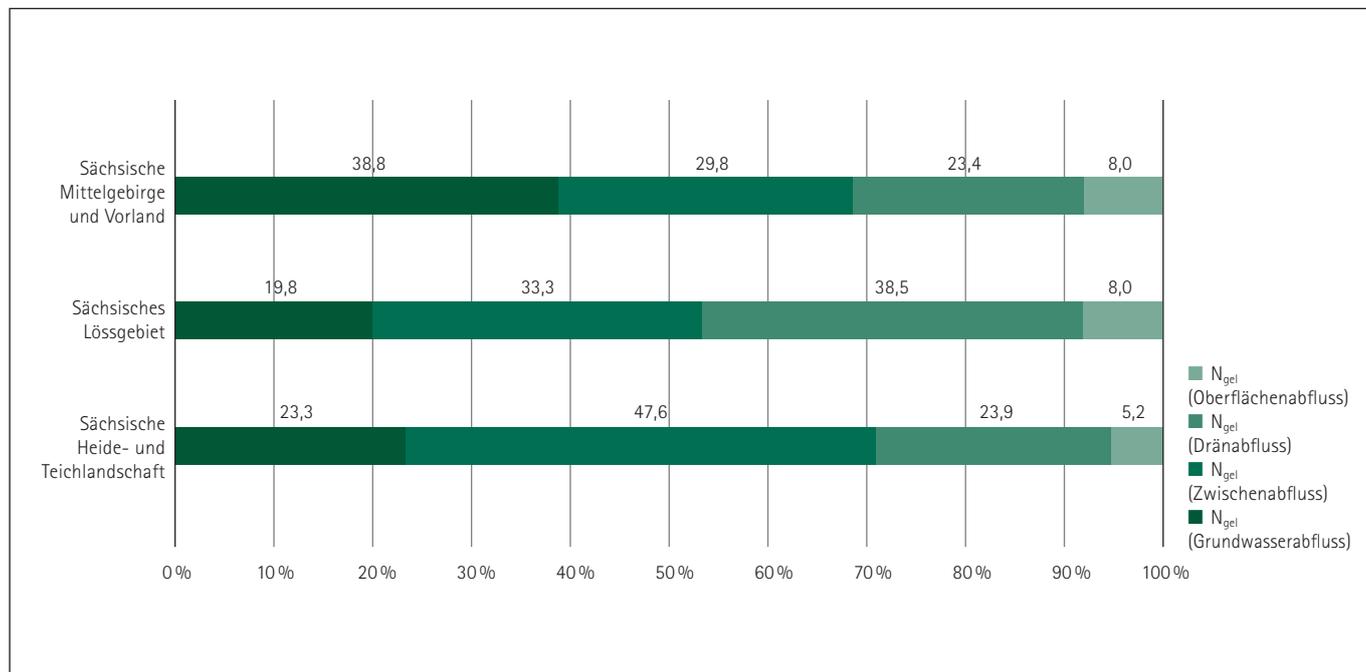


Abbildung 59 Prozentuale Anteile diffuser gelöster N-Einträge von Ackerflächen für die Abflusskomponenten je Naturraumregion, Zeitraum 2005

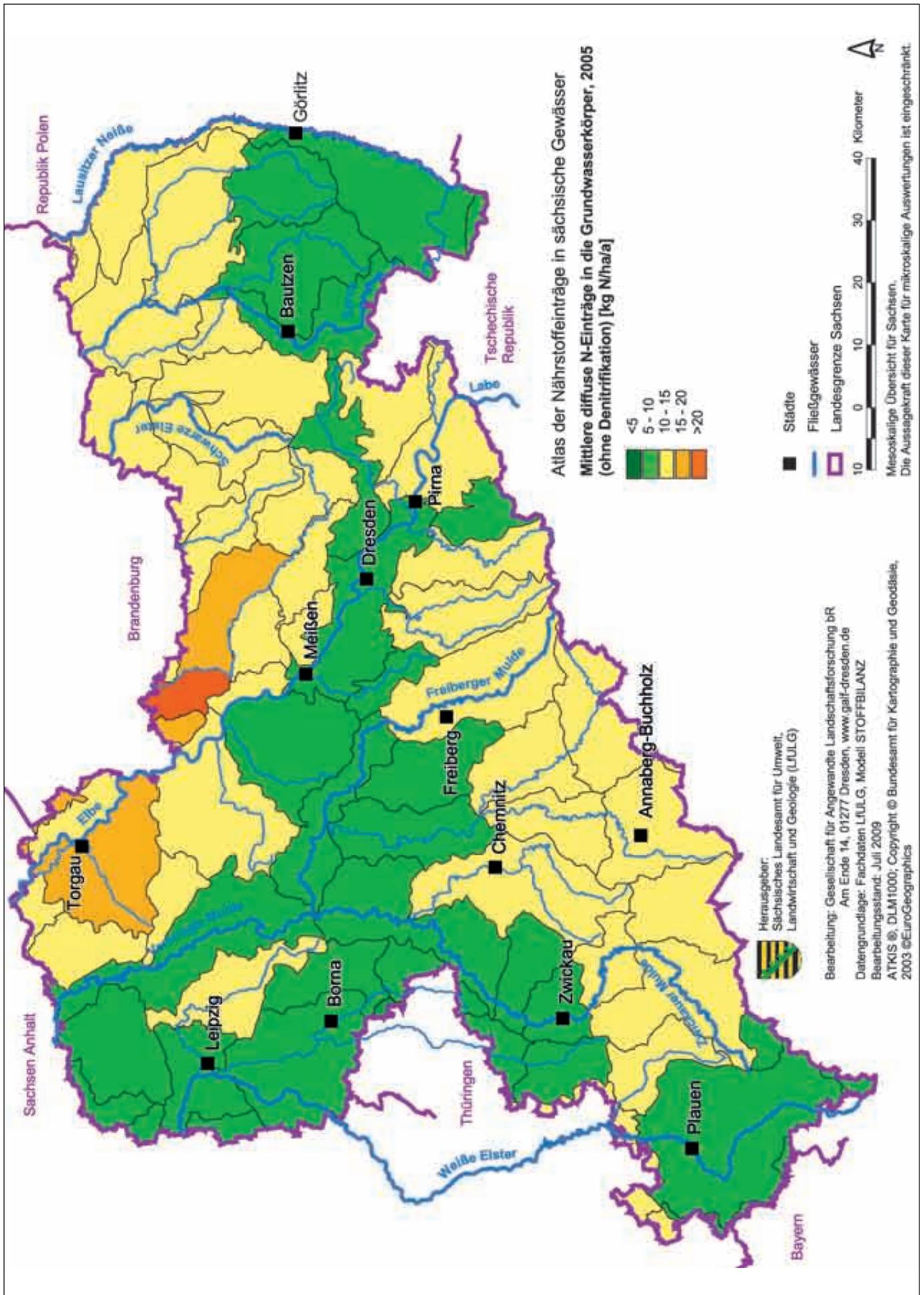


Abbildung 60 Modellerte diffuse N-Einträge in das Grundwasser, Zeitraum 2005

Emissionen aus punktuellen Quellen

Im Freistaat Sachsen werden jährlich ca. 6 450 t N (Zeitraum 2000, Datengrundlage 2001) bzw. 4 492 t N (Zeitraum 2005) in die Oberflächengewässer über Kläranlagen (KA) eingeleitet (Abbildung 62). Die Aufteilung der Einträge in industrielle KA, kommunale KA (mit Ablaufwert) und kommunale KA (Hochrechnung, da Ablaufwerte fehlen) zeigt Tabelle 23 (LfUG 2004, 2007, SMUL 2006).

Im Vergleich beider Zeiträume ergibt sich eine deutliche Reduzierung der punktuellen Einträge um ca. 30 %.

Gesamtemissionen in Oberflächengewässer

Für das Gebiet des Freistaates Sachsen beträgt die Summe aller diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer 39 085 t/a für den Zeitraum 2000 bzw. 33 202 t/a für den Zeitraum 2005. Hinsichtlich der punktuellen Einträge werden 6 450 t (2000) bzw. 4 492 t (2005) ausgewiesen (Tabelle 24).

Immissionsmodellierung

Ausgangspunkt für die Abschätzung der N-Frachten unter Berücksichtigung der N-Retention während der Abflusspassage im Oberflächengewässer bis hin zur Messstelle sind die modellierten diffusen und punktuellen N-Einträge (vgl. Abbildung 56 und 62). Nach Ableitung der Retention gemäß der oben beschriebenen Methodik zur Frachtableitung ergibt sich an der Mehrzahl der Messstellen im Ver-

gleich zu den modellierten Immissionen (Eintrag abzüglich Retention) eine gute Übereinstimmung (Abbildung 61).

Bei der Berechnung des Bestimmtheitsmaßes in Abbildung 61 wurden die Beschaffenheitsmessstellen OBF00200 (Labe), OBF01800 (Elbe-1), OBF02810 (Elbe-2) und OBF47600 (Mulde-7) nicht einbezogen, um eine Übergewichtung der dort realisierten überproportional hohen Frachten in der Statistik zu vermeiden ($r^2 = 0,98$ bei entsprechender Einbeziehung). Alle anderen Messstellen, für die Durchfluss- und Konzentrationswerte für N_{ges} vorlagen, wurden dagegen einbezogen. Größere Abweichungen ergeben sich erwartungsgemäß vor allem in der Lausitz (z. B. Spreeinzugsgebiet, Schöps) aufgrund der speziellen wasserhaushaltlichen Gegebenheiten in Zusammenhang mit dem Braunkohlebergbau (siehe Flutungssteuerungsmodell GRMSTEU) sowie in Gebieten mit hohem Einfluss durch Talsperrenbewirtschaftung (z. B. nicht erfasste Einflüsse von Vorsperren, Wasserableitung, -überleitung).

Einen Vergleich von modellierten Emissionen und modellierten Immissionen für unterschiedlich große Einzugsgebiete zeigt Tabelle 25 für ausgewählte Messstellen in unterschiedlichen Naturraumregionen.

Zu beachten ist dabei, dass die mittlere Retention lediglich ein Integral der in den unterschiedlichen Einzugsgebietsteilen (Oberlieger) teilweise stark variierenden Retention darstellt. Die tschechischen Emissionsanteile entsprechen den Immissionen an den Messstellen OBF00200 (Schmilka) und OBF16700 (Neiße).

Tabelle 23 N-Einträge aus punktuellen Quellen [kg/a]

Kläranlagentyp	Zeitraum	
	2000	2005
industrielle Kläranlagen	263 515	252 968
kommunale KA mit Ablaufwert	5 225 362	3 530 719
kommunale KA modelliert	961 470	704 912
Summe	6 450 347	4 491 930

Tabelle 24 Gesamte N-Emissionen für die Jahre 2000 und 2005 [t/a]

	2000	2005	Differenz
diffus	39 085	33 202	-5 883
punktuell	6 450	4 492	-1 961
Summe	45 535	37 694	-7 844

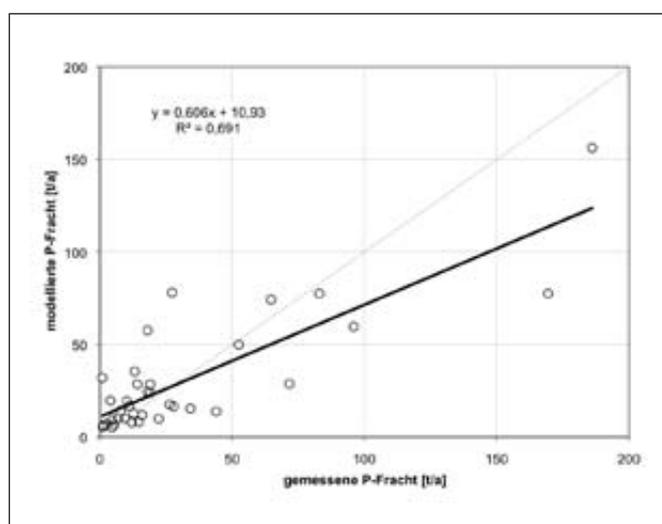


Abbildung 61 Vergleich von gemessenen und modellierten Immissionen im Fließgewässer, Zeitraum 2005

Tabelle 25 Modellierter N-Emissionen und modellierter Immissionen im Vergleich

Messstellen-Nr.	OWK-Nr.	OWK-Name	N-Emission [t/a]	N-Immission [t/a]	Mittlere Retention [%]
OBF01800	DESN_5-1	Elbe-1	70 504	66 232	6
OBF02810	DESN_5-2	Elbe-2	71 830	66 808	7
OBF08110	DESN_53718-2	Müglitz-2	618	440	29
OBF14700	DESN_53734-3	Jahna-3	702	482	31
OBF15500	DESN_53736-3	Döllnitz-3	539	403	25
OBF32300	DESN_542-5	Freiberger Mulde-5	7 590	6 002	21
OBF38000	DESN_542686-2	Schwarze Pockau-2	246	235	4
OBF39600	DESN_54-5	Mulde-5	2 483	2 252	9
OBF47600	DESN_54-7	Mulde-7	17 508	12 784	27
OBF17300	DESN_674-6	Lausitzer Neiße-6	2 083	1 697	19

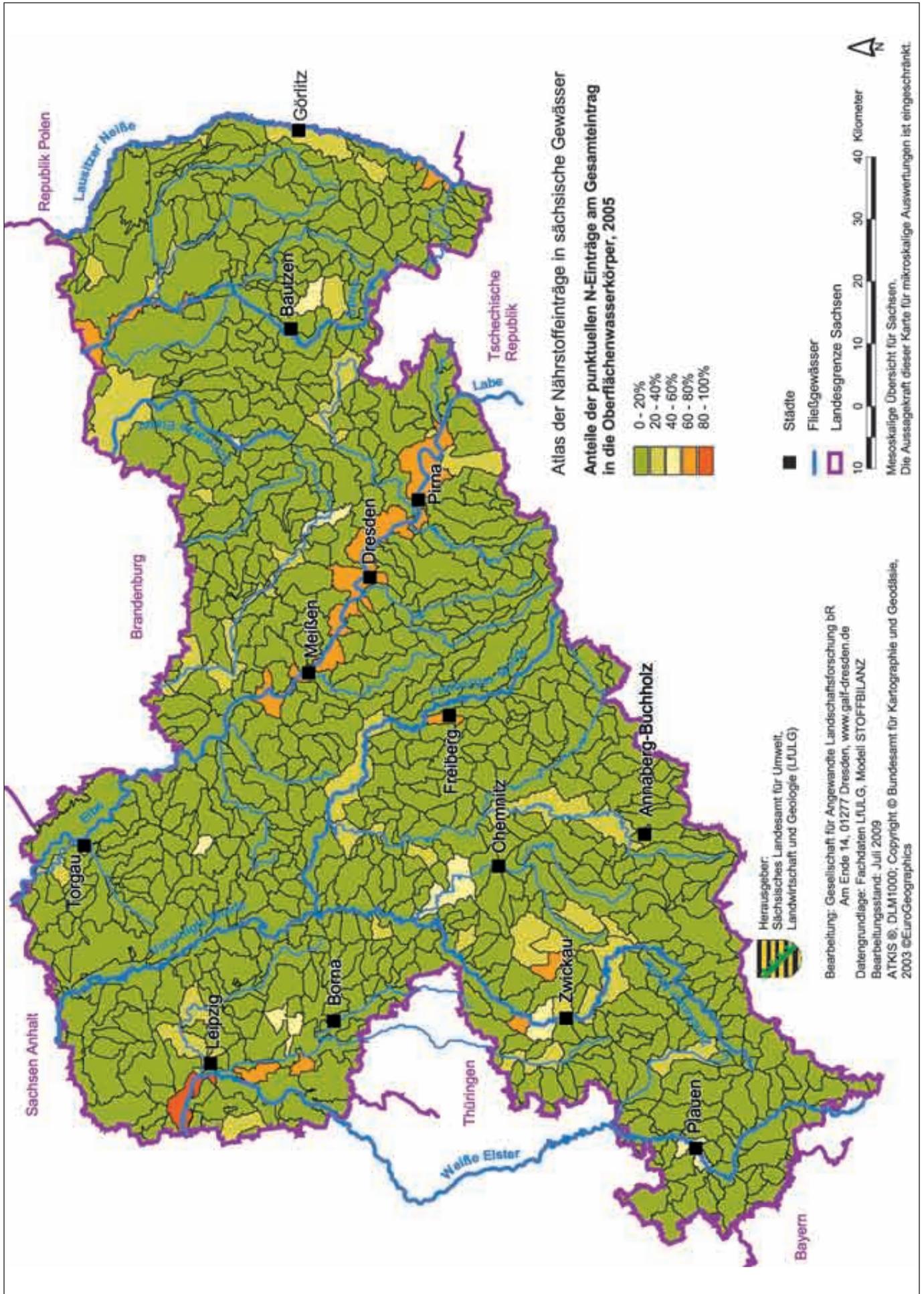


Abbildung 62 Anteil der punktuellen N-Einträge am Gesamteintrag in die Oberflächenwasserkörper, Zeitraum 2005

4 Zusammenfassung und Ausblick

4.1 Phosphoreintrag in Gewässer

Für die Berechnungszeiträume 2000 und 2005 werden jährlich 1 242 bzw. 1 117 t P als Emissionen aus punktuellen und diffusen Quellen in die Gewässer des Freistaates Sachsen modelliert. Diffus werden 766 bzw. 683 t/a emittiert, dem entsprechen ca. 61 % der Gesamteinträge (Abbildung 63).

Schwerpunkte der diffusen P-Einträge in Sachsen liegen im Sächsischen Lösshügelland aufgrund der dort auftretenden hohen partikelgebundenen P-Verlagerung. Hinzu kommen vergleichsweise hohe gelöste P-Einträge über Drainagen aufgrund hoher Drainflächenanteile. Es folgen Mittelgebirge und Vorland (38 % bzw. 37 %), während der Anteil diffuser P-Einträge aus den Sächsischen Heide- und Teichlandschaften am diffusen Gesamteintrag in Sachsen deutlich geringer ausfällt (siehe Abbildung 36). Hinsichtlich der diffusen P-Einträge in Oberflächengewässer (Abbildung 42) gilt es, nicht nur die partikulär gebundenen Einträge von Ackerflächen zu reduzieren. Es zeigen sich signifikante diffuse P-Einträge auch aus Siedlungsbereichen sowie mit den gelösten Pfaden (geringe P-Konzentrationen, aber relevante Frachten). Der Anteil diffuser Einträge aus Siedlungsflächen für den Zeitraum 2005 liegt bei 28 % am Gesamteintrag (diffus und punktuell), Ackerflächen folgen mit 25 %. Die verbleibenden Hauptnutzungsformen tragen mit maximal 3 % am Gesamteintragsgeschehen bei.

Der Anteil des punktuellen Eintragspfades (kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter) liegt bei ca. 39 % (476 t/a im Jahr 2000, 434 t/a im Jahr 2005) am Gesamteintrag.

Sowohl die Modellierungsergebnisse diffuser und punktueller Einträge als auch die Immissionsmesswerte (Quelle: LfULG) zeigen einen Trend in Richtung einer Abnahme der Phosphorfrachten (Abbildung 64).

Eine Aufschlüsselung der Immissionen im Vergleich zu den Emissionen für die sächsischen Gebietsanteile der FGE Elbe und FGE Oder zeigt Tabelle 26. Entsprechend den Flächenanteilen liegen die Einträge in den Muldegebieten am höchsten, gefolgt von der sächsischen Elbe und der Weißen Elster.

Zur weiteren wirksamen Verringerung von Phosphoreinträgen sollen im Freistaat Sachsen vorrangig Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft, jedoch auch Maßnahmen im Bereich Siedlungswasserwirtschaft realisiert werden. Im Bereich Landwirtschaft stehen dabei sowohl grundlegende Maßnahmen, wie die weitere Aufrechterhaltung bzw. flächendeckende Umsetzung der »guten fachlichen Praxis« als fachgesetzlich verankerte Basis, als auch die Akzeptanzerhöhung und Ausweitung des Umfangs der Anwendung geförderter kooperativer Agrarumweltmaßnahmen (u. a. dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung sowie Schulungen bzw. Wissens- und Erfahrungstransfer für Landwirte) als ergänzende Maßnahmen im Mittelpunkt.

Im Bereich Siedlungswasserwirtschaft sollen weitere geplante Maßnahmen zur flächendeckenden Umsetzung des Standes der Technik bei Abwasseranlagen einschließlich der Mischwasserbehandlung und Niederschlagswasserrückhaltung in unterschiedlichem Umfang mit zur Reduktion von Phosphoreinträgen beitragen. In Einzelfällen betrifft dies noch Maßnahmen zur Anpassung von bestehenden kommunalen Kläranlagen. Verbreitet müssen Kleinkläranlagen, vor allem im ländlichen Raum, neu gebaut oder saniert werden. Weiterhin sollen noch einige Gebiete an bestehende kommunale Kläranlagen angeschlossen sowie Anlagen zur Behandlung von Mischwasser sowie zum Rückhalt von Niederschlagswasser neu gebaut oder angepasst werden. Um die Umwelt- bzw. Bewirtschaftungsziele der WRRL im Zusammenhang mit der Verringerung von Phosphorbelastungen in den Gewässern zu erreichen, kann in Problemgebieten eine über die bisherigen Mindestanforderungen des Standes der Technik (biologische Reinigungsstufe) hinausgehende Ausstattung von Abwasseranlagen (z. B. mit zusätzlicher Phosphorelimination) erforderlich sein.

Positiv hinsichtlich der weiteren Verringerung von Phosphoreinträgen aus dem Siedlungsbereich wird sich voraussichtlich auch der im Zuge des demographischen Wandels prognostizierte Bevölkerungsrückgang in zahlreichen Gebietsteilen des Freistaates Sachsen auswirken. Darüber hinaus wird auch die Umsetzung geplanter Maßnahmen zur Verbesserung der morphologischen Struktur von Fließgewässern zur weiteren Erhöhung der biologischen Retentionsmechanismen bei der Verringerung der Phosphorbelastungen in den Oberflächengewässern beitragen.

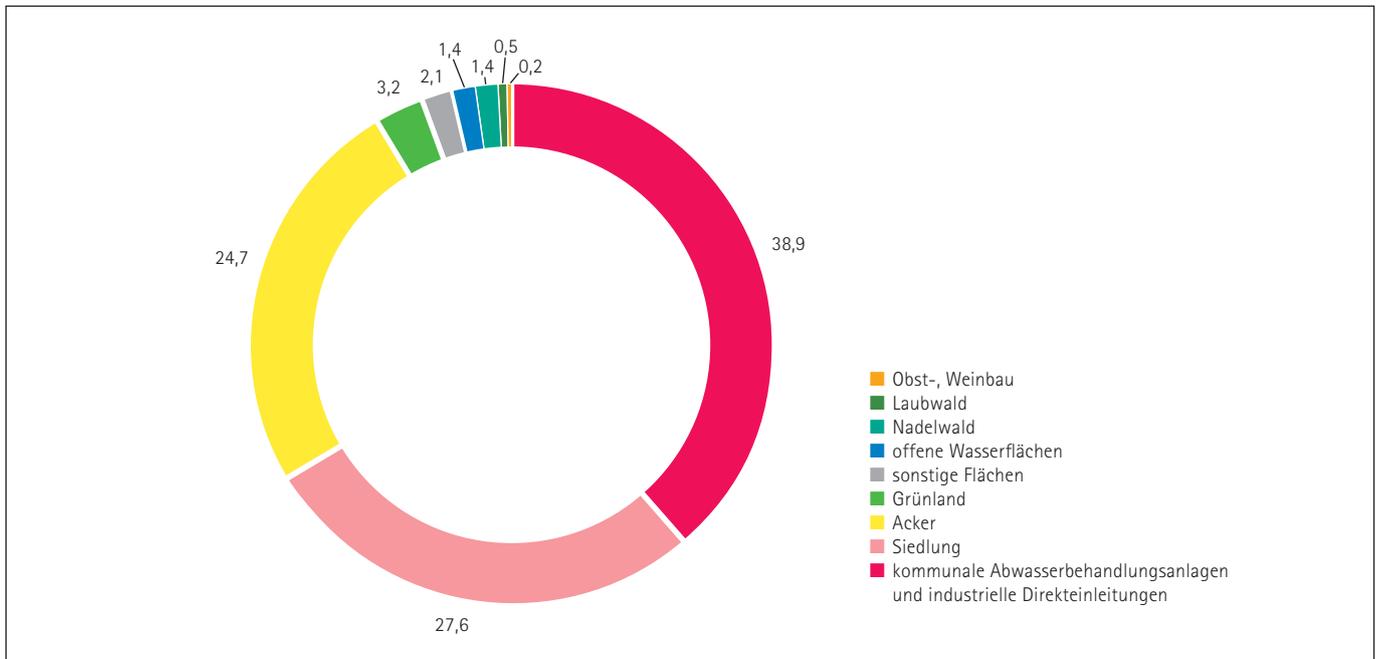


Abbildung 63 Quellenbezogene Anteile der diffusen und punktuellen P-Einträge in Sachsen, Zeitraum 2005 (Angaben in %)

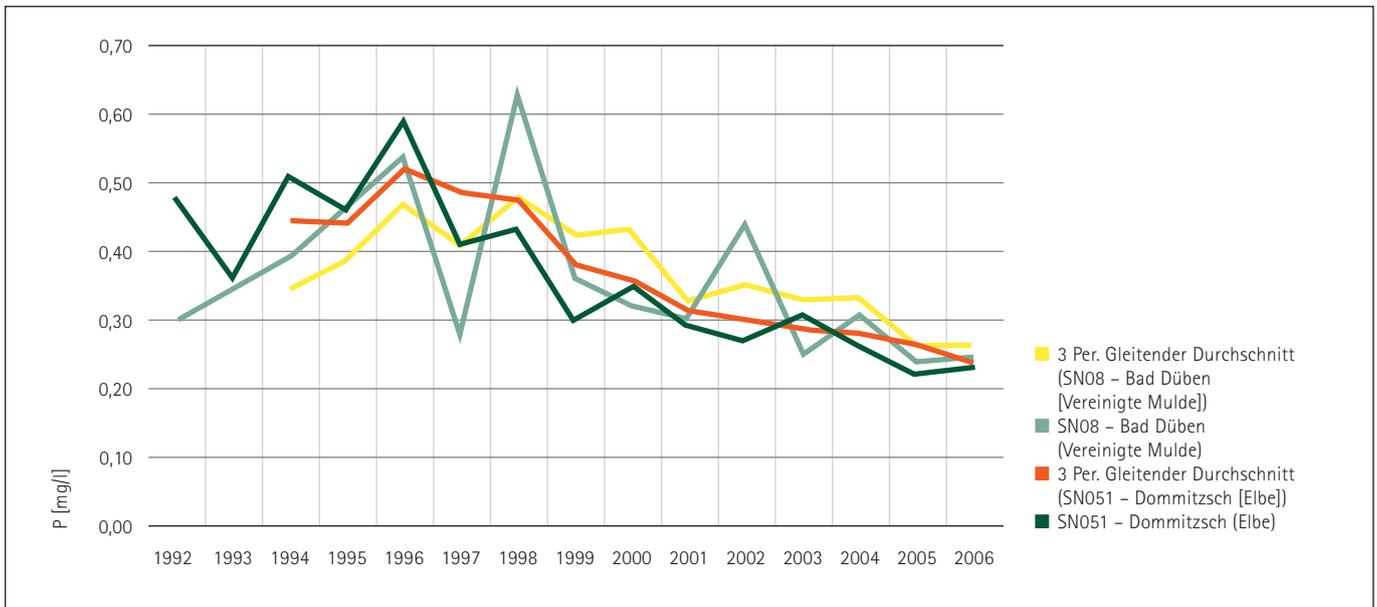


Abbildung 64 Entwicklung der P-Konzentration an Elbe und Mulde

Tabelle 26 Ein- und Austragsfrachten von Phosphor in den sächsischen Gebietsteilen der FGE Elbe und FGE Oder (Bezugsjahr 2000 und 2005)

	Immissionen [t/a]		Emissionen [t/a]	
	2000	2005	2000	2005
Mulde	464	340	527	476
Elbe ¹	180	158	279	243
Weißer Elster/Eger ²	136	108	242	213
Spree	65	45	79	72
Schwarze Elster	74	60	81	79
FGE Elbe	919	711	1 208	1 083
Lausitzer Neiße/FGE Oder ³	32	32	34	34
Sachsen	951	743	1 242	1 117

¹⁾ sächsisches Elbeeinzugsgebiet

²⁾ ohne thüringische Emissionen, ohne P-Retention in Thüringen

³⁾ ohne polnische Überschwemmungsgebiete/Retention der Neiße

4.2 Stickstoffeintrag in Gewässer

Für das Gebiet des Freistaates Sachsen beträgt die jährliche Summe aller N-Einträge in die Oberflächengewässer 45 535 t/a für den Zeitraum 2000 bzw. 37 694 t/a für den Zeitraum 2005.

Als diffuse Einträge gelangen 39 085 (Zeitraum 2000) bzw. 33 202 Tonnen Stickstoff pro Jahr (Zeitraum 2005) in die Gewässer (86 bzw. 88 % vom Gesamteintrag, Abbildung 65). Knapp 48 % der Stickstoffeinträge (Zeitraum 2005) entstammen den Ackerflächen Sachsens. Aus Nadelwäldern resultieren 16 %, aus Laubwäldern 3 % und aus Siedlungsfeldern (diffus) 13 % des N-Gesamteintrages.

Der deutliche Rückgang der diffusen N-Einträge im Vergleich beider Berechnungsjahre hat unterschiedliche Ursachen. Zum einen sind die Effekte auf die leichte Zunahme des Anbaus von Zwischenfrüchten und Untersaaten zurückzuführen. Weiterhin sind im Vergleich beider Zeiträume leicht sinkende N-Depositionsraten zu verzeichnen. Von deutlich größerem Einfluss dürfte die Tatsache sein, dass die in der Modellierung eingesetzten Ertragsschätzungen für den Berechnungszeitraum 2005 im Vergleich zu 2000 aufgrund prognostizierter Ertragssteigerungen höher liegen, weshalb sich die Bilanzsalden beider Jahre relativ deutlich unterscheiden. Insofern deutet sich im Vergleich beider Zeiträume ein Trend zu sinkenden N-Einträgen bzw. Konzentrationen an. Die prozentuale Verringerung der diffusen N-Einträge von Ackerflächen hat im Umkehrschluss eine relative Erhöhung der Prozentanteile für die übrigen Hauptnutzungsformen im Jahr 2005 zur Folge.

Abbildung 57 zeigt, dass die diffusen N-Einträge in die Oberflächenwasserkörper in den Lössgebieten vergleichsweise niedrig sind, höhere Einträge werden dagegen in den Mittelgebirgen und Vorländern erreicht. In den nördlichen Landesteilen ergeben sich vergleichsweise niedrige N-Emissionen. Auf Grund der günstigen Denitrifikationsbedingungen und längeren Verweilzeiten in den Aquiferen sind die Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad deutlich reduziert.

Hinsichtlich der punktuellen Einträge werden 6 450 t (2000) bzw. 4 492 t (2005) ausgewiesen, was Prozentanteilen von 14 bzw. 12 % am Gesamteintrag entspricht (Abbildung 65).

Auch anhand der Immissionsmesswerte deutet sich ein langfristiger Entwicklungstrend hin zu abnehmenden Nitrat-N-Konzentrationen an, wenn auch die Konzentrationsschwankungen zwischen den Jahren teilweise erheblich sind (Abbildung 66).

Die Tabelle 27 fasst die aus den sächsischen Gebietsanteilen der Flussgebietseinheiten (FGE) Elbe und Oder resultierenden modellierten Immissionen im Vergleich zu den flächenbezogenen Emissionswerten für die Berechnungszeiträume 2000 bzw. 2005 zusammen. Wie auch bei den P-Emissionen liegen die N-Einträge entsprechend den Flächenanteilen in den Muldegebieten am höchsten, gefolgt von der Elbe in Sachsen und der Weißen Elster.

Zur weiteren wirksamen Verringerung von Stickstoffeinträgen sollen im Freistaat Sachsen vorrangig Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft, jedoch auch Maßnahmen im Bereich Siedlungswasserwirtschaft realisiert werden. Im Bereich Landwirtschaft stehen dabei sowohl grundlegende Maßnahmen, wie die weitere Aufrechterhaltung bzw. flächendeckende Umsetzung der »guten fachlichen Praxis« als fachgesetzlich verankerte Basis, als auch die Akzeptanzerhöhung und Ausweitung des Umfangs der Anwendung geförderter kooperativer Agrarumweltmaßnahmen (u. a. Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten sowie Schulungen bzw. Wissens- und Erfahrungstransfer für Landwirte) als ergänzende Maßnahmen im Mittelpunkt.

Im Bereich Siedlungswasserwirtschaft sollen weitere geplante Maßnahmen zur flächendeckenden Umsetzung des Standes der Technik bei Abwasseranlagen einschließlich der Mischwasserbehandlung und

Niederschlagswasserrückhaltung in unterschiedlichem Umfang mit zur Reduktion von Stickstoffeinträgen beitragen. In Einzelfällen betrifft dies noch Maßnahmen zur Anpassung von bestehenden kommunalen Kläranlagen. Verbreitet müssen Kleinkläranlagen, vor allem im ländlichen Raum, neu gebaut oder saniert werden. Weiterhin sollen noch einige Gebiete an bestehende kommunale Kläranlagen angeschlossen sowie Anlagen zur Behandlung von Mischwasser sowie zum Rückhalt von Niederschlagswasser neu gebaut oder angepasst werden. Um die Umwelt- bzw. Bewirtschaftungsziele der WRRL im Zusammenhang mit der Verringerung von Stickstoffbelastungen in den Gewässern zu erreichen, kann in Problemgebieten eine über die bisherigen Mindestanforderungen des Standes der Technik (biologische Reinigungsstufe) hinausgehende Ausstattung von Abwasseranlagen (z. B. mit zusätzlicher Nitrifikation) erforderlich sein.

Positiv hinsichtlich der weiteren Verringerung von Stickstoffeinträgen aus dem Siedlungsbereich wird sich voraussichtlich auch der im Zuge des demographischen Wandels prognostizierte Bevölkerungsrückgang in zahlreichen Gebietsteilen des Freistaates Sachsen auswirken. Darüber hinaus wird auch die Umsetzung geplanter Maßnahmen zur Verbesserung der morphologischen Struktur von Fließgewässern zur weiteren Erhöhung der biologischen Retentionsmechanismen bei der Verringerung der Stickstoffbelastungen in den Oberflächengewässern beitragen.

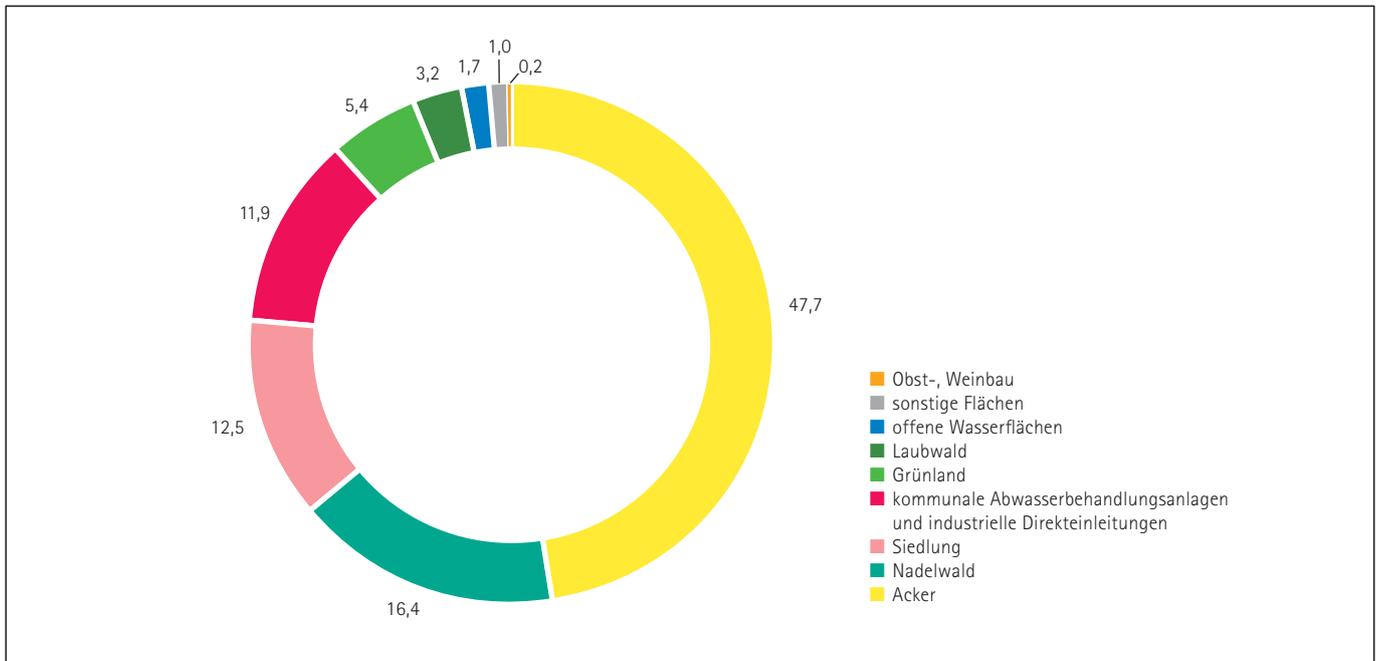


Abbildung 65 Quellenbezogene Anteile der diffusen und punktuellen N-Einträge in Sachsen, Zeitraum 2005 (Angaben in %)

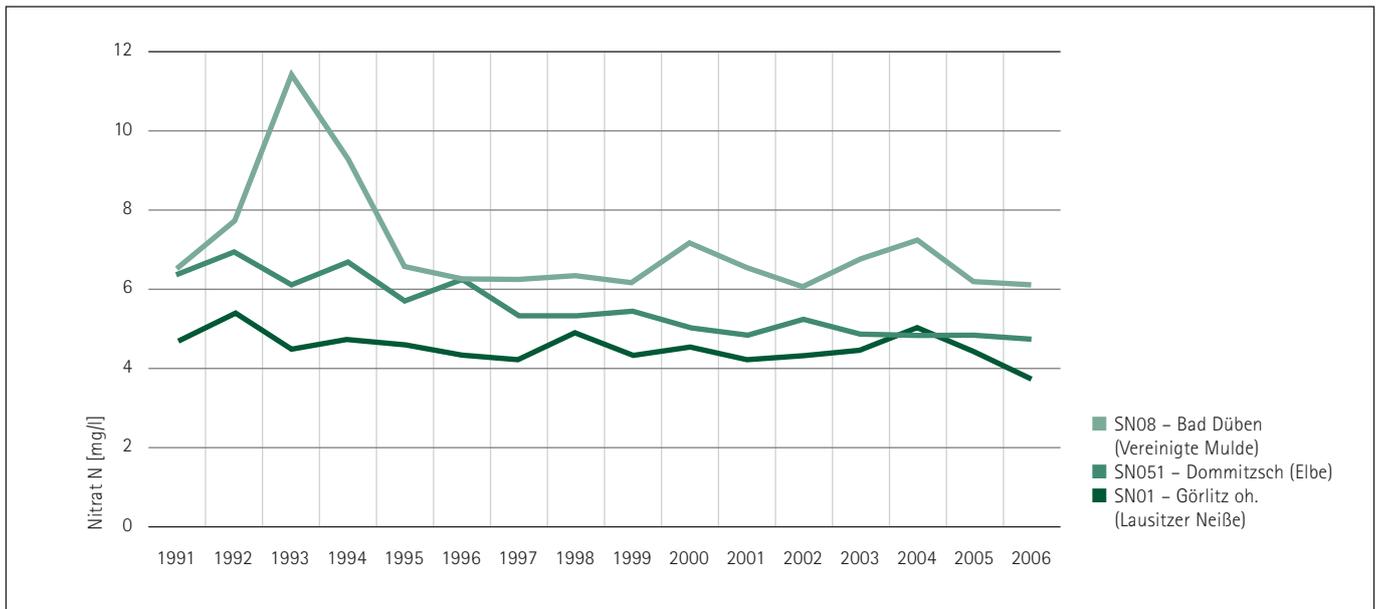


Abbildung 66 Entwicklung der Nitrat-N-Konzentration an Elbe, Mulde und Lausitzer Neiße (Quelle: LfULG)

Tabelle 27 Ein- und Austragsfrachten von Stickstoff in den sächsischen Gebietsteilen der FGE Elbe und FGE Oder (Bezugsjahre 2000 und 2005)

	Immissionen [t/a]		Emissionen [t/a]	
	2000	2005	2000	2005
Mulde	11 731	10 138	17 604	15 458
Elbe ¹⁾	8 504	6 011	11 388	8 222
Weißer Elster/Eger ²⁾	6 069	4 977	7 552	6 270
Spree	2 598	2 280	3 384	2 945
Schwarze Elster	3 599	3 095	4 064	3 487
FGE Elbe	32 501	26 501	43 992	36 382
Lausitzer Neiße/FGE Oder	1 144	981	1 543	1 312
Sachsen	33 645	27 482	45 535	37 694

¹⁾ sächsisches Elbe-Einzugsgebiet

²⁾ ohne thüringische Emissionen

4.3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit dem Projekt »Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« wird ein wichtiger modellbasierter Daten- bzw. Informationsbaustein für die Ableitung und Fokussierung sowie die langfristige Erfolgskontrolle der Umsetzung von Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung der Einträge von Stickstoff und Phosphor in die sächsischen Grund- und Oberflächenwasserkörper gelegt.

Mit den Projektergebnissen liegt für das Gebiet des Freistaates Sachsen eine flächendeckende Datengrundlage zur weiteren Unterstützung der Bearbeitung nährstoffproblembezogener Bewirtschaftungsfragen im Zusammenhang mit dem Planungs- bzw. Umsetzungsprozess der WRRL in Sachsen vor. Diese haben hinsichtlich ausgewählter Aspekte bereits Eingang in die Erstellung der sächsischen Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der Flussgebiets-einheiten Elbe und Oder gefunden.

Die Ermittlung der diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge in die sächsischen Wasserkörper wurde durch die Anwendung des in den zurückliegenden Jahren in Sachsen entwickelten Modells STOFFBILANZ auf der Basis von quadratischen Modellzellen mit einer Kantenlänge von 500 m realisiert. Die Eingangsdaten und Ergebnisse der Modellierung bilden mit einer für den mittelmaßstäblichen Anwendungsbereich zulässigen Aussagegenauigkeit die gewässerbezogene Nährstoffeintragsituation im Freistaat Sachsen für die repräsentativen Zeitschnitte der Jahre 2000 bzw. 2005 ab.

Zusätzlich wurde ein Immissionsansatz aufgebaut, der die Retention in den Wasserkörpern abschätzt und einen Vergleich der modellierten Frachten (Immissionen) mit den aus Beschaffenheits- und Abflussmesswerten in den Gewässern berechneten Frachten zulässt. Die für einen bestimmten Oberflächenwasserkörper modellierte Immissionsfracht umfasst sämtliche diffusen und punktuellen Emissionen aus den Flächen des zugehörigen Eigeneinzugsgebietes einschließlich der Frachten aus oberliegenden OWK abzüglich des gebietsspezifischen Nährstoffrückhaltes (Retention).

Unter Berücksichtigung der regionalen und lokalen Unterschiede im Retentionsverhalten einzelner Flussteileinzugsgebiete bzw. Wasserkörper erscheinen die modellierten Immissionsfrachten im Vergleich zu den aus Pegelmessdaten berechneten anteiligen Frachten in sächsischen Fließgewässern als ausreichend plausibel. Für die modellierten Immissionsfrachten bei Stickstoff ergibt sich dabei auf Grund des stickstofftypischen Verlagerungsverhaltens (überwiegend gelöste Stickstofffrachten) eine höhere Übereinstimmung zu den aus Pegeldaten berechneten Frachten als beim Nährstoffparameter Phosphor. Die Immissionsfrachten bei Phosphor werden in der Modellierung je nach Gebietscharakteristik teilweise unterschätzt, weil die Komplexität der partikelgebundenen Verlagerung nur begrenzt abgebildet werden kann.

Im Vergleich zum ursprünglich erreichten Ergebnisstand des FuE-Projektes »Atlas der diffusen Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« (2005/2006) sind folgende, im Rahmen des Fortschreibungsprojektes¹ (2007–2009) realisierte inhaltliche bzw. methodische Weiterentwicklungen besonders hervorzuheben, da diese zu einer weiteren Verbesserung der Qualität bzw. einem weiteren deutlichen Zuwachs an »Realitätsnähe« bei den Projektergebnisdaten beigetragen haben:

- Einbindung aktueller ATKIS- und InVeKoS-Daten zur Bestimmung der rasterbezogenen Hauptnutzungsformen nach gewichtetem Dominanzprinzip
- Modifizierung des Methodikansatzes zur Berechnung der Grundwasserweilzeiten im Lockergesteinsbereich unter Berücksichtigung von Abstandsgeschwindigkeiten und Fließwegen in den oberen Grundwasserleitern
- Methodische Qualifizierung der Berechnungsansätze zur flächenhaften Differenzierung von punktuellen und diffusen N- und P-Einträgen aus dem kommunalen Siedlungsbereich unter Berücksichtigung kleinräumiger Daten zu Anschlussgraden, Kleinkläranlagen sowie zur Misch- und Niederschlagswasserableitung bzw. -behandlung
- Fachliche Vorbereitung, modelltechnische Integration sowie beispielhafte Testung von Szenarioanalysen für potenziell geeignete Maßnahmen- bzw. Maßnahmenkombinationen zur Verringerung von Nährstoffeinträgen in Gewässer innerhalb des Modellansatzes STOFFBILANZ sowie entsprechende Erweiterung von Layout und Funktionsumfang im STOFFBILANZ-Viewer für eine perspektivische Darstellung bzw. Auswertung
- Aktualisierung und Betrieb des internetbasierten STOFFBILANZ-Viewers für die weitere Bereitstellung, Visualisierung und den Export von Eingangsdaten und Ergebnissen des Nährstoffatlas Sachsen über externen Server der GALF bR auf Basis der im Rahmen des FuE-Projektes eingesetzten Hard- und Softwarekomponenten

Dem potenziellen, vorrangig fachbehördlichen Nutzerkreis wird über den STOFFBILANZ-Viewer ein entsprechender Datenzugriff ermöglicht, über den ein webbasiertes Visualisieren, Auswerten und Herunterladen von Eingangs- und Ergebnisdaten bzw. -karten grundsätzlich über jeden PC mit Internetanschluss möglich ist.

Weiterhin bestand das Ziel der im Rahmen der Gesamtprojektbearbeitung erfolgten Fortschreibungen und Weiterentwicklungen darin, auf Grundlage einer Auswertung möglicher Maßnahmen szenarien aus verschiedenen Nutzungs- bzw. Belastungsbereichen die voraussichtlich zu erwartenden Maßnahmenwirksamkeiten hinsichtlich der erreichbaren Minderungseffekte auf den Eintrag von Stickstoff und Phosphor in die sächsischen Grund- und Oberflächenwasserkörper abzuschätzen bzw. zu quantifizieren.

Ein besonderer Betrachtungsschwerpunkt wurde dabei auf die relationale Verteilung der Nährstoffeintragsanteile aus den jeweiligen Eintragsquellen und -pfaden gelegt. Diese Ergebnisse können u. a. als Grundlage für weitergehende Auswertungen, beispielsweise den Vergleich von erreichbaren Minderungseffekten und Kosten einer alternativen oder kombinierten Realisierung von Maßnahmen in unterschiedlichen Nutzungs- bzw. Belastungsbereichen, z. B. von Fach- und Vollzugsbehörden der Land- und Wasserwirtschaft, mit genutzt werden. Darüber hinaus bilden die vorliegenden Projektergebnisse eine fachlich-technische Ausgangsbasis für künftig erforderliche Szenariorechnungen, Prognosen und Abschätzungen der Erreichbarkeit nährstoffbezogener Umwelt- bzw. Bewirtschaftungsziele der WRRL, um z. B. notwendige Beanspruchungen von Ausnahmetatbeständen (z. B. Fristverlängerung, weniger strenge Ziele) nach WRRL Artikel 4 auf einer fachlich modellgestützt fundierten Basis begründen zu können. Weiterhin konnten unter Miteinbeziehung der Eingangs- und Ergebnisdatenbasis des Projektes »Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« z. B. auch überregionale Frachtreduzierungsziele aus den

Erfordernissen des Meeresschutzes der Nordsee sowie deren Verteilung auf die oberhalb liegenden Länder bzw. Flussgebietseinheiten innerhalb der Flussgebietseinheit Elbe abgeleitet und überprüft sowie hinsichtlich der realisierbaren Reduktionsbeiträge aus den Einzugsgebietsteilen des Freistaates Sachsen konkreter abgeschätzt werden. Hierzu erfolgte durch die nationale Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) eine Integration der auf der Grundlage von STOFFBILANZ bzw. dem Projekt »Nährstoffatlas Sachsen« ermittelten regionalen sächsischen Ergebnisse in ein länderübergreifendes Gesamtkonzept zur Nährstoffeintragsreduktion.

Tabelle 28 zeigt eine Auswahl möglicher Szenarien und modellintern ableitbarer Effekte von Maßnahmen in STOFFBILANZ.

Weitere Nutzungsmöglichkeiten der umfangreichen Ergebnisse des Projektes »Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« vor allem für die Wasser- und Landwirtschaftsbehörden im Freistaat Sachsen bieten sich auch für weitere Fachplanungen und Projekte mit Bezug zur Gewässereintragsproblematik von Nährstoffen an: Besonders hervorzuheben sind in diesem Zusammenhang folgende derzeit laufende Vorhaben bzw. Projekte:

- Modellbasierte Bilanzierung der Auswirkungen flächenbezogener Agrarumweltmaßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung auf diffuse Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer am Beispiel repräsentativ ausgewählter Demonstrationsbetriebe sowie
- Erfassung und Bewertung der im Zusammenhang mit dem Anbau nachwachsender Rohstoffe stehenden Wirkungen auf Wasserhaushalt und Gewässerschutz sowie Ableitung von Maßnahmen für eine gewässerschutzverträgliche Realisierung und Entwicklung des künftigen Anbaues nachwachsender Rohstoffe in Sachsen.

¹⁾ Anpassung von Methoden, Basisdaten und Ergebnissen des FuE-Projektes »Atlas der diffusen Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« sowie Ausbau und Implementierung des Modells STOFFBILANZ für Wirkungsabschätzungen der Umsetzung von Maßnahmen mit WRRL-Bezug auf Stickstoff- und Phosphoreinträge in Grund- und Oberflächenwasser.

Tabelle 28 Szenariooptionen im Modell STOFFBILANZ (Beispiele)

Zielgröße	Steuerparameter
diffuse Stoffeinträge/unversiegelt	
Bodenabtrag, Sedimenteintrag, partikelgebundener P- und N-Eintrag	<ul style="list-style-type: none"> ■ Mulchsaat, Direktsaat ■ Zwischenfrucht, Untersaat ■ Fruchtfolgegestaltung ■ Verkürzung Hanglänge ■ Saumstrukturen, Nutzungswandel
gelöster N-Eintrag	<ul style="list-style-type: none"> ■ Zwischenfrucht, Untersaat ■ Mineraldüngung, Wirtschaftsdüngung ■ Fruchtfolgegestaltung
N_{org} -An-/Abreicherung	<ul style="list-style-type: none"> ■ Temperatur/Klimawandel ■ Viehbesatz, Behandlung Nebenprodukt ■ Management Gärreste (NaWaRo)
diffuse Stoffeinträge/versiegelt	
P-Eintrag/gelöster N-Eintrag	<ul style="list-style-type: none"> ■ Anschlussgrad an öffentl. KA ■ Anteil EW mit KKA mit Direkteinleitung in Oberflächengewässer od. Versickerung ■ P-Elimination für KKA ■ Neubau öffentl. Kläranlage
punktuelle Stoffeinträge	
Kläranlagen	<ul style="list-style-type: none"> ■ Ausbaustufe
demographischer Wandel	<ul style="list-style-type: none"> ■ Bevölkerungsrückgang/-zuwachs

5 Literatur

- 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.
- Arman B., Billen N., Häring G. (2002): Ein Nährstoff macht sich vom Acker. Ökologische und betriebswirtschaftliche Bewertung von Nitratverlusten und Maßnahmen zu deren Verminderung. Selbstverlag, Uni Hohenheim.
- 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., S. 12
- Auerswald K. (1989): Predicting nutrient enrichment from long term average soil loss. *Soil Techn.*, 2, S. 271 – 277.
- Auerswald K. (2000): Bodenerosion – Ursachen, Schutzmassnahmen und Prognose. Vorsorgender Bodenschutz. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, S. 17 – 26.
- Auerswald K. (2002): Schätzung des C-Faktors aus Fruchtartenstatistiken für Ackerflächen in Gebieten mit subkontinentalem bis subatlantischem Klima nördlich der Alpen. In: Landnutzung Landentwicklung, 43, S. 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, S. 120 – 126.
- BAW (2005): Phosphataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberösterreich. Endbericht, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Wien.
- Behrendt H., Huber P., Opitz D., Schmolli O., Scholz G., Uebe R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, Umweltbundesamt, Berlin.
- Behrendt H., Kornmilch M., Opitz D., Schmolli 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.
- Bohner A. (2008): Phosphor-Pools und Phosphor-Verfügbarkeit im Grünlandboden als Basis für Phosphor-Düngeempfehlungen. Umweltökologisches Symposium, 4./5. März 2008, Raumberg-Gumpenstein, Irnding.
- 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., 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, 69 – 92.
- 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, 513 – 534.
- 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.
- de Klein J.J.M. (2008): From ditch to delta: nutrient retention in running waters. *WUR Wageningen*, S. 194.
- 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., Ebertseder T. (2005): P-Austrag aus Drainagen unter Wirtschaftsgrünland. *SuB Heft 12/05*, S. 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. *Geosynthesis 10*, Universität Hannover.
- EG (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.
- Frank S. (2007): Ermittlung und Auswertung von Stofffrachten gemäß der LAWA-Empfehlung an Zu- und Abflüssen ausgewählter Talsperren und Analyse der abflusskorrigierten Standardmethode. Studienarbeit TU Dresden (unveröff.), Inst. f. Geografie.
- Freistaat Sachsen (1999): Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 3 – Bodenmessprogramm, Bodenmessnetz Raster 4 km x 4 km. Materialien zum Bodenschutz.
- Galler J. (2006): Phosphat – Düngung und Eutrophierung. *Landwirtschaftskammer Salzburg*, S. 32
- 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. (2000): Entwicklung und Anwendung des Modells N-BILANZ zur Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in mesokaligen Flusseinzugsgebieten. *Dresdener Geografische Beiträge*, Heft 6.
- 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.
- Gebel M., Bürger S., Friese H., Grunewald K., Halbfaß S., Kaiser M., Ullrich J., Zweig M. (2008): Modellierung diffuser Stickstoffeinträge in die Grundwasserkörper des Freistaates Sachsen. In: Beiträge zur Hydrogeologie, Graz, Bd. 56, S. 170 – 174.
- Gebel M., Halbfaß S., Kaiser M., Sudbrack R., Buße J. (2009): Modellgestützte Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Minderung partikelgebundener Phosphoreinträge. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* (2), 5, S. 256 – 259.
- Gebel M., Halbfaß S., Bürger S., Uhlig M., Grunewald K., Kaiser M. (2009): STOFFBILANZ – Modellerläuterung. Adresse: <http://www.stoffbilanz.de> (30.9.2009).
- Grunewald K., Dehnert J., Halbfaß S., Bürger S., Gebel M., Kaiser M., Friese H. (2008): Nährstoffmodellierung zur Aufstellung der Maßnahmenprogramme nach WRRL in Sachsen. *Wasser + Abfall*, 3, S. 15 – 19.
- Guhr H., Meissner R. (2000): Phosphorusatz und -retention in Fließgewässern. *DBG*, Bd. 92, S. 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, 105 – 130.
- Halbfaß S. (2005): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässern im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geökologisch 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, S. 197 – 203.
- Halbfaß S. & Grunewald K. (2006): Abschätzung potenzieller Herkunftsflächen von erosionsbedingten Stoffeinträgen in Oberflächengewässern im mittleren Maßstab. *Wasserwirtschaft*, 12, S. 28 – 32.
- Halbfaß S. & Grunewald K. (2008): Ermittlung räumlich verteilter Sediment Delivery Ratio zur Modellierung von Sedimenteinträgen in Fließgewässern im mittleren Maßstab. *Wasserwirtschaft*, 3, S. 31 – 35.
- Halbfaß S., Gebel M., Bürger S. (2009): Anpassung von Methoden, Basisdaten und Ergebnissen des FuE-Projektes »Atlas der diffusen Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer« sowie Ausbau und Implementierung des Modells »STOFFBILANZ« für Wirkungsabschätzungen der Umsetzung von Maßnahmen mit WRRL-Bezug auf Stickstoff- und Phosphoreinträge in Grund- und Oberflächenwasserkörper. Abschlussbericht zum Werkvertrag-Nr. 13-0345.44/286 (unveröff.) im Auftrag des LFULG Sachsen, Dresden.

- 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.
- Hülshagen 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. Zeller Verlag, Osnabrück, S. 159–185.
- Kaiser M. & Gebel M. (2003): Quantifizierung diffuser Stoffeinträge mit dem Modell STOFFBILANZ in einem bewaldeten Gewässereinzugsgebiet im Mittelgebirge. *Geoökologie*, 24 (3–4), S. 262–269.
- Kielhorn C. (2005): Massnahmen zur Reduzierung des Sedimenteintrages eines Gewässers am Beispiel des Börsengraben - Herzogtum Lauenburg. Dipl.-Arbeit, Hamburg.
- 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, S. 175–187.
- Kunkel R., Wendland F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeinzugsgebiet. 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.
- LAP [Hrsg.] (2004): Stickstoff-Düngeberatungssystem des Landes Baden-Württemberg – Düngeberechnung für Acker- und Sonderkulturen. Landesanstalt für Pflanzenbau Forchheim/Infodienst Bad-Württemberg.
- Lammers A. (1997): Phosphatformen und Phosphatfreisetzung in hochgedüngten Böden Europas. Diss., Agrarwissenschaften München.
- LFUG [Hrsg.] (2004): Emissionsbericht Abwasser. Bestandsaufnahme der Abwasseremissionen im Freistaat Sachsen. Datenstand 2001. Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- LFUG [Hrsg.] (2005): Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Sachsen, Leitfaden zur fachlichen Umsetzung der WRRL – Bestandsaufnahme Grundwasser. Grundwasser – Leitfaden, Dresden.
- LFUG [Hrsg.] (2007): Emissionsbericht Abwasser. Zweite Bestandsaufnahme der Abwasseremissionen im Freistaat Sachsen 2005/2006. Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- Maniak U. (2005): Hydrologie und Wasserwirtschaft – Eine Einführung für Ingenieure. Springer, Berlin Heidelberg.
- Mannsfeld K., Gebel M., Grunewald K. (2000): Raumstruktur und Stoffhaushalt – Beiträge zur Modellierung der Stickstoffauswaschung. Sitzungsberichte der Sächs. Akademie der Wiss. zu Leipzig, math.-nat. Klasse, Bd. 128, H. 1 (S. 45).
- Mannsfeld K., Grunewald K., Gebel M. (1998): Methoden zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer – Beispielbearbeitungen in den Flussgebieten Große Röder und Schwarzer Schöps. Materialien zur Wasserwirtschaft, hrsg. v. LFUG Sachsen, Dresden.
- Mannsfeld K. & Richter H. (1995): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 238, Trier.
- Marcé R., Armengol J. (2009): Modeling nutrient in-stream processes at the watershed scale using Nutrient Spiralling metrics. *Hydrological Earth System Science*, 6, 501–533.
- Mary B. & 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., Justes E., Machet J.M., 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 EG-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 Irnding.
- 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 Irnding.
- 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. *Ecology*, 64, 1249–1265.
- Nitzsche O., Schmidt W., Richter W. (2000): Minderung des P-Abtrags von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 92, S. 178–181.
- Otto R., Delmer C., Heyer W., Lüdiger R. (2003): Evaluation des Entwicklungsplanes für den ländlichen Raum für den Interventionsbereich des EAGFL – Garantie im Förderzeitraum 2000 bis 2006 des Freistaates Sachsen. Forschungsbericht, Bericht zur Halbjahresbewertung im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.
- Prasuhn V. (2003): Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Greifensee. Bericht FAL, Zürich.
- Prasuhn V. (2008): Phosphorabschwemmung von Graslandflächen in der Schweiz – Eintragspfade und Massnahmen zur Reduzierung. 2. Internationale Seenfachtagung, Bad Schussenried, 8.–9.10.2008.
- Röder M. (1997): Erfassung und Bewertung anthropogen bedingter Änderungen des Landschaftswasserhaushaltes – dargestellt an Beispielen aus der Westlausitz. Dissertation, TU Dresden.
- Schaub D. & Wilke B. (1996): Phosphatanreicherung bei der Bodenerosion. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 79, 435–438.
- Schliephake W. & Albert E. (2003): Vermeidung von Stickstoffverlusten. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 9, Dresden.
- Schmidt W. & Nitzsche O. (2004): Mögliche Maßnahmen der Landwirtschaft zur Minderung diffuser Stoffeinträge. In: Becker A. & Lahmer W. [Hrsg.]: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. Weißensee-Verlag, Berlin, S. 18–20.
- Schonlau H.U. (2007): Zeitskalenübergreifende Berücksichtigung von partikulärem Stofftransport in einer Langfrist-Gewässergüteprognose für Fließgewässer. Diss., TH Aachen.
- Schwarze R. (2004): Regionalspezifische Analysen in der Festgesteinsregion. In: Becker A. u. Lahmer W. [Hrsg.]: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. Weißensee-Verlag, Berlin, 183–224.
- Schwartz R., Krüger F., Kozerski H.P. (2004): Bilanzierung des Schwebstoffrückhalts der unteren Mittel- und Elbe in Fluss und Aue. DGL-Tagungsbericht, Berlin, S. 239–244.
- Sharpley A.N., Daniel T.C., Edwards D.R. (1993): Phosphorus movement in the landscape. *J. Prod. Agric.*, 6 (4), 492–500.
- 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.
- SMUL (2005): Europäische Wasserrahmenrichtlinie – Neue Impulse für Sachsen. Dresden.
- Strauss P. (2008): Ackerbauliche Maßnahmen zur Reduktion von Schwebstoff- und Phosphoreintrag in Gewässer. 2. Internationale Seenfachtagung, Bad Schussenried, 8.–9.10.2008.
- Stream Solute Workshop (1990): Concepts and Methods for Assessing Solute Dynamics in Stream Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 9, No. 2, 95–119.
- Sukopp H. & Wittig R. (1998): Stadtökologie – ein Fachbuch für Studium und Praxis. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- UBA (2008): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie, S. 104
- 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. (2009): Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratablastung von Fließgewässern. *Grundwasser* (in Review).
- Ullrich J. (2006): Berücksichtigung von Stickstoffumsatzprozessen im Grundwasserleiter mit dem Modell STOFFBILANZ. Dipl.-Arbeit, TU Dresden, Inst. f. Geografie, 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., Schindellbeck 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 Völknerode*, 45 (2), 67–74.
- Wendland F. (1992): Die Nitratablastung 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, Vol. 13.
- Wessolek G. (1997): Abschätzung der Grundwasserneubildung von Hangstandorten. Erstellt im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Stoffe, unveröff., Hannover.
- Wessolek G., Duijnvisveld 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, 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), 33–42.

Abbildungen

Tabellen

- 7 Abbildung 1 Schema zum Stoffeintragsgeschehen in Flusseinzugsgebieten
- 7 Abbildung 2 Modellbausteine und Projektorganisation
- 8 Abbildung 3 Datenaufbereitung und -aggregation
- 13 Abbildung 4 Hauptnutzungsformen in Sachsen
- 14 Abbildung 5 Verteilung der Bodentypen in Sachsen
- 15 Abbildung 6 Verteilung der Bodenarten in Sachsen (Bodenartengruppen)
- 16 Abbildung 7 Grundwasserführende Gesteinseinheiten in Sachsen
- 17 Abbildung 8 Mittlere Geländehöhen in Sachsen
- 18 Abbildung 9 Mittlere Distanzen zu Oberflächengewässern in Sachsen
- 19 Abbildung 10 Mittlere Hangneigung in Sachsen
- 20 Abbildung 11 Mittlerer Jahresniederschlag in Sachsen für die Zeitreihe 1961/2005
- 21 Abbildung 12 Mittlere atmosphärische N-Deposition für das Jahr 2004
- 23 Abbildung 13 Landwirtschaftliche Wirtschaftsgebiete und Vergleichsgebiete in Sachsen
- 24 Abbildung 14 Oberflächenwasserkörper (inklusive Eigeninzugsgebiet) und Teilbearbeitungsgebiete
- 25 Abbildung 15 Direktionsbezirke, Kreise und Gemeinden
- 26 Abbildung 16 Grundwasserkörper und Flusseinzugsgebiete
- 28 Abbildung 17 Modell- und Softwarekomponenten
- 28 Abbildung 18 Graphische Benutzeroberfläche des webbasierten Viewers
- 29 Abbildung 19 Prozentuale Verteilung der Abflusskomponenten (Oberflächenabfluss inklusive Abfluss von versiegelter Fläche)
- 29 Abbildung 20 Prozentuale Verteilung und mittlere Höhe [mm/a] der Abflusskomponenten der Naturraumregion (Oberflächenabfluss inklusive Abfluss von versiegelter Fläche)
- 29 Abbildung 21 Vergleich zwischen modelliertem Gesamtabfluss und gemessenem Gesamtabfluss
- 30 Abbildung 22 Modellierter langjähriger Oberflächenabfluss auf der unversiegelten Fläche für Sachsen
- 31 Abbildung 23 Modellierter langjähriger Drainabfluss für Sachsen
- 32 Abbildung 24 Modellierter langjähriger Zwischenabfluss für Sachsen
- 33 Abbildung 25 Modellierter langjähriger Grundwasserabfluss für Sachsen
- 34 Abbildung 26 Modellierter langjähriger Gesamtabfluss für Sachsen
- 37 Abbildung 27 Methodisches Vorgehen bei der Ermittlung des Sedimenteintrages und der Sedimenthauptlieferflächen
- 37 Abbildung 28 Prinzip der Ermittlung der Anbindungswahrscheinlichkeit
- 38 Abbildung 29 Anteile der Hauptnutzungsformen am Bodenabtrag in Sachsen
- 38 Abbildung 30 Anteile der Naturräume am Sedimenteintrag in sächsische Oberflächengewässer
- 39 Abbildung 31 Modellierter mittlerer jährlicher Bodenabtrag in Sachsen, Zeitraum 2005 (Bodenerosion durch Wasser)
- 40 Abbildung 32 Hydrologische Anbindung und Sedimenthauptlieferflächen in Sachsen
- 41 Abbildung 33 Modellierter mittlere jährliche Sedimenteinträge in Sachsen, Zeitraum 2005
- 43 Abbildung 34 Differenzierung diffuser Stoffeinträge aus Siedlungen bzw. urbanen Bereichen
- 44 Abbildung 35 Nutzungsbezogene Anteile am diffusen P-Eintrag für die Modelljahre 2000 und 2005
- 46 Abbildung 36 Anteile der Naturräume am gesamten diffusen P-Eintrag in sächsische Oberflächengewässer für die Modelljahre 2000 und 2005
- 46 Abbildung 37 Prozentuale Verteilung der gelösten P-Frachten von Ackerflächen auf die Abflusspfade je Naturraum [t/a] für den Berechnungszeitraum 2005
- 47 Abbildung 38 Modellierter diffuse gelöste P-Einträge für Sachsen, Zeitraum 2005
- 48 Abbildung 39 Modellierter diffuse partikulär gebundene P-Einträge für Sachsen, Zeitraum 2005
- 49 Abbildung 40 Modellierter gesamte diffuse P-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) für Sachsen, Zeitraum 2000
- 50 Abbildung 41 Modellierter gesamte diffuse P-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) für Sachsen, Zeitraum 2005
- 51 Abbildung 42 Modellierter gesamte diffuse P-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) in sächsische Oberflächenwasserkörper, Zeitraum 2005
- 52 Abbildung 43 Vergleich von gemessenen und modellierten Immissionen im Fließgewässer (Zeitraum 2005)
- 53 Abbildung 44 Anteil der punktuellen P-Einträge am Gesamteintrag in die Oberflächengewässer, Zeitraum 2005
- 54 Abbildung 45 Fließschema zur Ableitung der N-Bilanz auf Ackerflächen
- 55 Abbildung 46 Fließschema zur Ableitung der N-Nachlieferung aus der organischen Bodenmatrix (Ackerflächen)
- 58 Abbildung 47 Fließschema zur Ableitung von Grundwasser verzweigt und Nitratabbau im Lockergesteinsbereich
- 59 Abbildung 48 Schema zur emissionsseitigen Berechnung
- 59 Abbildung 49 Schema zur immissionsseitigen Berechnung
- 60 Abbildung 50 Verteilung der diffusen N-Einträge auf die Hauptnutzungsformen
- 61 Abbildung 51 Modellierter diffuse gelöste N-Austräge aus der Bodenzone, Zeitraum 2000
- 62 Abbildung 52 Modellierter diffuse gelöste N-Austräge aus der Bodenzone, Zeitraum 2005
- 63 Abbildung 53 Modellierter gelöste diffuse N-Einträge für Sachsen, Zeitraum 2005
- 64 Abbildung 54 Modellierter diffuse partikulär gebundene N-Einträge durch Bodenerosion für Sachsen, Zeitraum 2005
- 65 Abbildung 55 Modellierter gesamte diffuse N-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) für Sachsen, Zeitraum 2000
- 66 Abbildung 56 Modellierter gesamte diffuse N-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) für Sachsen, Zeitraum 2005
- 67 Abbildung 57 Modellierter diffuse N-Einträge (gelöst und partikelgebunden einschl. Siedlung, Gewässer und sonstige Nutzungen) in sächsische Oberflächenwasserkörper, Zeitraum 2005
- 68 Abbildung 58 Vergleich von diffusen N-Einträgen in die Grundwasserkörper und diffusen N-Eintrag in das Oberflächengewässer aus den Grundwasserkörpern (Grundwasserpfad) in den Naturraumregionen, Zeitraum 2005
- 68 Abbildung 59 Prozentuale Anteile diffuser gelöster N-Einträge von Ackerflächen für die Abflusskomponenten je Naturraumregion, Zeitraum 2005
- 69 Abbildung 60 Modellierter diffuse N-Einträge in das Grundwasser, Zeitraum 2005
- 70 Abbildung 61 Vergleich von gemessenen und modellierten Immissionen im Fließgewässer, Zeitraum 2005
- 71 Abbildung 62 Anteil der punktuellen N-Einträge am Gesamteintrag in die Oberflächenwasserkörper, Zeitraum 2005
- 73 Abbildung 63 Quellenbezogene Anteile der diffusen und punktuellen P-Einträge in Sachsen, Zeitraum 2005
- 73 Abbildung 64 Entwicklung der P-Konzentration an Elbe und Mulde
- 75 Abbildung 65 Quellenbezogene Anteile der diffusen und punktuellen N-Einträge in Sachsen, Zeitraum 2005
- 75 Abbildung 66 Entwicklung der Nitrat-N-Konzentration an Elbe, Mulde und Lausitzer Neiße (Quelle: LFULG)
- 8 Tabelle 1 Nutzungstypenverteilung in Sachsen (in Prozent, Stand 2007/2008)
- 9 Tabelle 2 Modell- und GIS-Daten
- 11 Tabelle 3 Bodeneinheiten im Freistaat Sachsen (Quelle: Freistaat Sachsen 1999)
- 11 Tabelle 4 Reliefeigenschaften der Naturraumregionen
- 11 Tabelle 5 Klimaparameter der Naturraumregionen (Jahresmittelwerte)
- 11 Tabelle 6 Vergleich der nutzungstypabhängigen atmosphärischen N-Deposition für Sachsen zwischen 1999 und 2004
- 29 Tabelle 7 Langjähriger mittlerer Niederschlag (N), reale Evapotranspiration (ETA) und Gesamtabfluss (R) für die Naturraumregionen in Sachsen (1961–2005)
- 42 Tabelle 8 P-Konzentration im Grundwasser in STOFFBILANZ [mg P/l]
- 42 Tabelle 9 P-Konzentration im Drainabfluss in STOFFBILANZ [mg P/l]
- 42 Tabelle 10 P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss in STOFFBILANZ
- 45 Tabelle 11 Nutzungsbezogene diffuse P-Einträge für die Modelljahre 2000 und 2005 ((in [t a⁻¹], Ø in [kg ha⁻¹a⁻¹])
- 45 Tabelle 12 Diffuse P-Einträge von Siedlungen für die Modelljahre 2000 und 2005 [t/a]
- 45 Tabelle 13 Partikulär gebundene und gelöste P-Einträge von Ackerflächen [t/a] für die Modelljahre 2000 und 2005
- 46 Tabelle 14 Anteile der partikulär gebundenen und gelösten P-Einträge von Ackerflächen [t/a] am diffusen Gesamteintrag in den Naturraumregionen
- 52 Tabelle 15 P-Einträge aus Punktquellen [kg/a] (Quelle: LFULG)
- 52 Tabelle 16 Gesamte P-Emissionen für die Jahre 2000 und 2005 [t/a]
- 52 Tabelle 17 Modellierter P-Emissionen und Immissionen im Vergleich
- 56 Tabelle 18 Festlegung von f_5 zur Berücksichtigung des Bewirtschaftungssystems
- 56 Tabelle 19 Ableitung der Denitrifikationsbedingungen im oberen GWL für Sachsen
- 59 Tabelle 20 Ableitung von Grundwasser verzweigten für Aquifere im Festgestein bzw. Locker- über Festgestein Sachsens für Standorte ohne Grundwasserbeeinflussung
- 60 Tabelle 21 Nutzungsbezogene mittlere N-Einträge
- 60 Tabelle 22 N-Einträge von Siedlungsflächen
- 70 Tabelle 23 N-Einträge aus punktuellen Quellen [kg/a]
- 70 Tabelle 24 Gesamte N-Emissionen für die Jahre 2000 und 2005 [t/a]
- 70 Tabelle 25 Modellierter N-Emissionen und modellierter Immissionen im Vergleich
- 73 Tabelle 26 Ein- und Austragsfrachten von Phosphor in den sächsischen Gebietsteilen der FGE Elbe und FGE Oder (Bezugsjahre 2000 und 2005)
- 75 Tabelle 27 Ein- und Austragsfrachten von Stickstoff in den sächsischen Gebietsteilen der FGE Elbe und FGE Oder (Bezugsjahre 2000 und 2005)
- 77 Tabelle 28 Szenariooptionen im Modell STOFFBILANZ (Beispiele)

**Herausgeber:**

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: + 49 351 2612-0

Telefax: + 49 351 2612-1099

Ansprechpartner:

Holm Friese

Telefon: + 49 351 8928-4303

Telefax: + 49 351 8928-4099

E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de

www.smul.sachsen.de/lfulg

Redaktion:

LfULG, Referat 43 »Oberirdische Gewässer, Flussgebietsmanagement«

Foto:

Frank Grätz

Gestaltung und Satz:

Sandstein Kommunikation GmbH

Druck:

dfd Druckfabrik Dresden GmbH

Redaktionsschluss:

01.12.2009

Auflagenhöhe:

1.000 Exemplare

Papier:

gedruckt auf 100% Recycling-Papier

Bezug:

Diese Druckschrift kann

kostenfrei bezogen werden bei:

Zentraler Broschürenversand

der Sächsischen Staatsregierung

Hammerweg 30, 01127 Dresden

Telefon: + 49 351 2103672

Telefax: + 49 351 2103681

E-Mail: publikationen@sachsen.de

www.publikationen.sachsen.de

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.