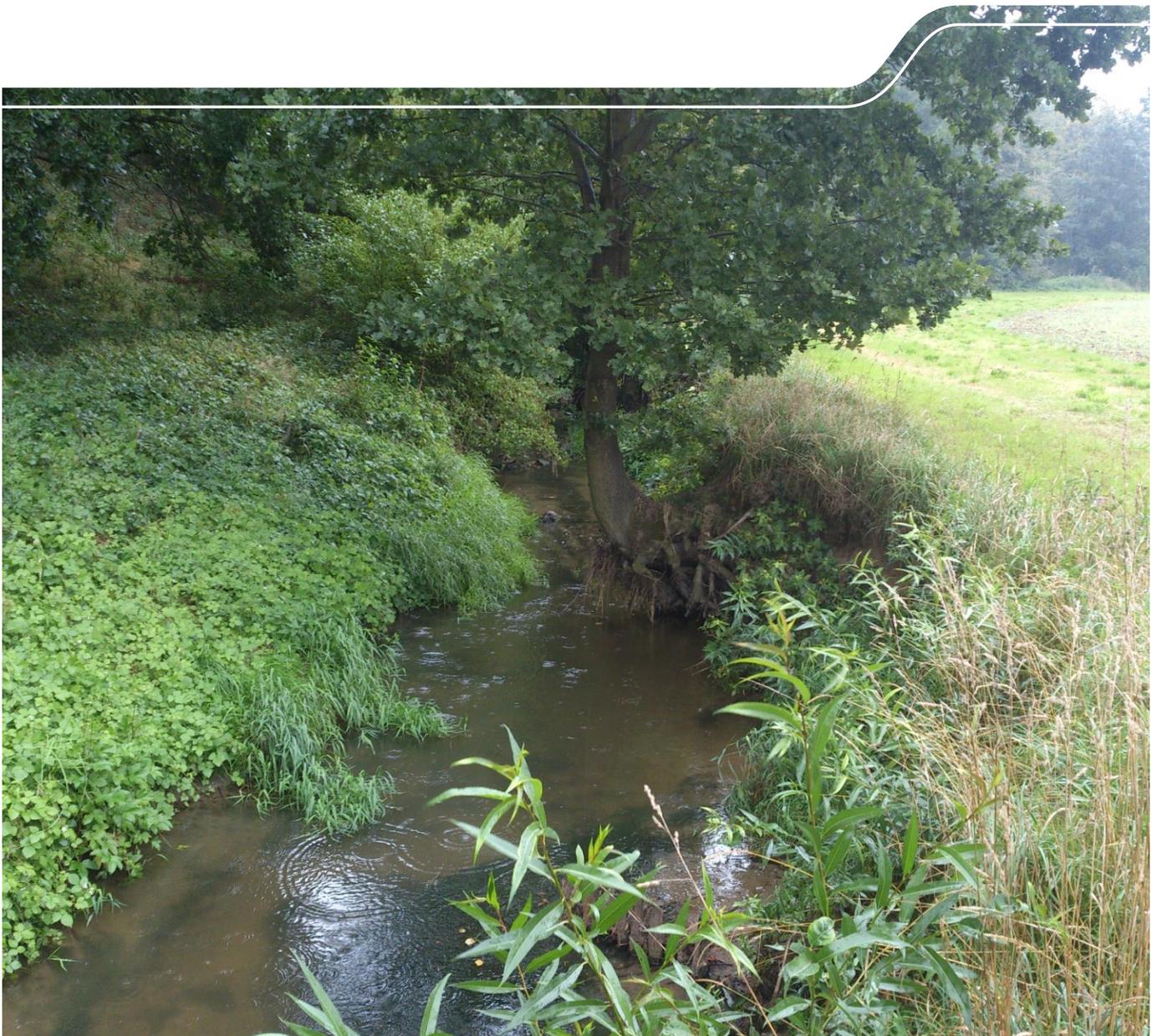


Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer

Status quo und Ausblick bis 2027



Modellgestützte Ermittlung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer – Status quo und Ausblick bis 2027

Michael Gebel, Stephan Bürger, Stefan Halbfaß, Mario Uhlig

Projektbegleitung:

Holm Friese, Hans-Joachim Kurzer, Uwe Engelmann, Karin Kuhn

Inhalt

1	Einführung	8
1.1	Motivation und Zielstellung	8
1.2	Modellansätze zum Nährstoffmanagement	9
1.2.1	Ziele.....	10
1.2.2	Anforderungen.....	10
1.2.3	Emissionsmodellierung.....	11
1.2.4	Immissionsmodellierung	11
2	Aktualisierte Datengrundlagen und Bezugsebenen.....	12
2.1	Datenherkunft.....	12
2.2	Raum- und Zeitebenen.....	18
3	Methodische Vorgehensweise im Modell STOFFBILANZ	19
3.1	Modellphilosophie.....	19
3.2	Abflussberechnung.....	20
3.3	Bodenabtrag und Sedimenteintrag.....	21
3.3.1	Bodenerosion durch Wasser	21
3.3.2	Sedimenteintrag in Oberflächengewässer in Folge von Bodenerosion	21
3.3.3	Sonstige Sedimenteinträge	24
3.4	Bilanzierung der Phosphoreinträge	24
3.4.1	Partikulär gebundene P-Einträge	24
3.4.2	Diffuse gelöste P-Einträge von Landwirtschafts- und Forst-/Waldflächen	25
3.4.3	P-Einträge von Gewässern und sonstigen Nutzungen	27
3.4.4	Diffuse P-Einträge von Siedlungen.....	27
3.4.5	Punktuelle P-Einträge.....	28
3.5	N-Einträge in die Oberflächengewässer	28
3.5.1	Diffuse N-Austräge aus der Bodenzone	28
3.5.2	Ableitung der gelösten N-Einträge über die Abflusskomponenten	31
3.5.3	Diffuser gelöster N-Eintrag	33
3.5.4	Diffuser partikelgebundener N-Eintrag	33
3.5.5	Diffuser N-Eintrag von versiegelten Flächen	34
3.5.6	Diffuser N-Gesamteintrag.....	34
3.5.7	Punktuelle N-Einträge.....	34
3.6	Frachtberechnung	34
4	Ergebnisse der Modellierung	35
4.1	Simulierte Gebietsabflüsse.....	35
4.2	Simulierter Bodenabtrag und Sedimenteintrag.....	38
4.2.1	Bodenerosion	38
4.2.2	Sedimenteintrag	40
4.3	Simulierte Phosphoreinträge	42
4.3.1	P-Emissionen aus diffusen Quellen.....	42
4.3.2	P-Emissionen aus Punktquellen.....	49
4.3.3	Gesamtemissionen in die Oberflächengewässer	51
4.3.4	Immissionsmodellierung	51
4.4	Simulierte Stickstoffeinträge	53
4.4.1	N-Emissionen aus diffusen Quellen.....	53
4.4.2	N-Emissionen aus Punktquellen.....	65
4.4.3	Gesamtemissionen in die Oberflächengewässer	65
4.4.4	Immissionsmodellierung	67
5	Zusammenfassung der Modellergebnisse für den Ist-Stand.....	69
5.1	Phosphoreintrag in Gewässer	69

5.2	Stickstoffeintrag in Gewässer	72
6	Wirkungsabschätzung von Maßnahmen für die Minderung von Nährstoffeinträgen.....	76
6.1	Grundlagen.....	76
6.2	Beschreibung der Maßnahmen	78
6.2.1	Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft	78
6.2.2	Maßnahmen im Bereich Siedlungswasserwirtschaft	80
6.3	Ergebnisse der Szenarienrechnungen	82
6.3.1	Szenario 1 – Maßnahmenkombination „Landwirtschaft“	82
6.3.2	Szenario 2 – Maßnahmenkombination „Landwirtschaft“	82
6.3.3	Gesamtbewertung Landwirtschaft	89
6.3.4	Maßnahmen im Bereich „Siedlungswasserwirtschaft“ (Szenario 1 und Szenario 2)	90
7	Vergleich von Status quo-Modellierung und prognostizierten Minderungswirkungen bis 2027	92
7.1	Szenario 1 – 2021 zu Zeitschnitt 2012	92
7.2	Szenario 2 – 2027 zu Zeitschnitt 2012	93
7.3	Zusammenfassende Bewertung	93
8	Fazit	95
9	Literatur	97

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schema zum Stoffeintragungsgeschehen in Flussgebieten	10
Abbildung 2: Rasterbezogene dominante Bodenartengruppen in Sachsen (Grundlage: LfULG, BK50)	15
Abbildung 3: Rasterbezogene Hauptnutzungsformen nach gewichtetem Dominanzprinzip für 2012.....	16
Abbildung 4: Geschätzter Anteil von konservierender Bodenbearbeitung in Sachsen für Zeitschnitt 2012.....	17
Abbildung 5: Berechnungsablauf im Modell STOFFBILANZ	19
Abbildung 6: Ermittlung von Sedimenteintrag und Sedimenthauptlieferflächen	23
Abbildung 7: Fließschema zur Ableitung des N-Bilanzsaldos (N_{surplus}) auf der Ackerfläche	29
Abbildung 8: Verteilung der Abflusskomponenten für den Bilanzzeitschnitt 2012	35
Abbildung 9: Vergleich zwischen modelliertem und gemessenem Gesamtabfluss für den Zeitraum 2007–2012	36
Abbildung 10: Modellierter langjähriger Dränabfluss für Acker- und Grünlandflächen	37
Abbildung 11: Modellierter mittlerer jährlicher Bodenabtrag für den Zeitschnitt 2012.....	39
Abbildung 12: Anteile der Hauptnutzungsformen am Bodenabtrag in Sachsen für die drei Zeitschnitte	40
Abbildung 13: Anteile der Naturräume am Sedimenteintrag in sächsische Oberflächengewässer für die drei Zeitschnitte ..	40
Abbildung 14: Modellierter mittlere jährliche Sedimenteinträge, Zeitschnitt 2012.....	41
Abbildung 15: Anteile der Hauptnutzungsformen am diffusen P-Eintrag in Sachsen für die drei Zeitschnitte	42
Abbildung 16: Modellierter diffuse gelöste P-Einträge, Zeitschnitt 2012.....	43
Abbildung 17: Modellierter diffuse partikulär gebundene P-Einträge, Zeitschnitt 2012.....	44
Abbildung 18: Summe der modellierten diffusen gelösten und partikelgebundenen P-Einträge, Zeitschnitt 2012	45
Abbildung 19: Modellierter diffuse P-Einträge von Siedlungsflächen, Zeitschnitt 2012	46
Abbildung 20: Anteile der Naturräume am gesamten diffusen P-Eintrag in Sachsen für die drei Zeitschnitte.....	47
Abbildung 21: Anteile der gelösten P-Frachten von Ackerflächen je Abflusspfad und Naturraum für Zeitschnitt 2012	49
Abbildung 22: Punktuelle P-Einträge für die Oberflächenwasserkörper in Sachsen, Bilanzzeitschnitt 2012	50
Abbildung 23: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen P-Immissionen für den Bilanzzeitschnitt 2012.....	52
Abbildung 24: Nutzungsbezogene Summen für den diffusen N-Gesamteintrag für die Zeitschnitte 2000, 2005 und 2012..	54
Abbildung 25: Anteile der Hauptnutzungsformen am diffusen N-Eintrag in Sachsen für die drei Zeitschnitte.....	55
Abbildung 26: Modellierter diffuse gelöste N-Austräge aus der Bodenzone, Zeitschnitt 2012.....	56
Abbildung 27: Modellierter diffuse gelöste N-Einträge, Zeitschnitt 2012.....	57
Abbildung 28: Modellierter diffuse partikuläre N-Einträge, Zeitschnitt 2012	58
Abbildung 29: Modellierter diffuse N-Gesamteinträge (gelöst und partikulär gebunden), Zeitschnitt 2012.....	59
Abbildung 30: Modellierter diffuse N-Einträge von Siedlungsflächen, Zeitschnitt 2012	60
Abbildung 31: Anteile der Naturräume am gesamten diffusen N-Eintrag in Sachsen für die drei Zeitschnitte	61
Abbildung 32: Anteile diffuser N-Einträge von Ackerflächen je Abflusspfad und Naturraum, Zeitschnitt 2012	62
Abbildung 33: Modellierter diffuse N-Einträge in das Grundwasser, Zeitschnitt 2012	63
Abbildung 34: Modellierter diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad, Zeitschnitt 2012...	64
Abbildung 35: Punktuelle N-Einträge für die Oberflächenwasserkörper, Bilanzzeitschnitt 2012	66
Abbildung 36: Vergleich von modellierten und gemessenen N-Immissionen in den Fließgewässern, Zeitschnitt 2012	67
Abbildung 37: Quellenbezogene Anteile der diffusen und punktuellen P-Einträge in Sachsen [%], Zeitschnitt 2012.....	69
Abbildung 38: Modellierter diffuse P-Einträge (gelöst und partikelgebunden) in die sächsischen OWK, Zeitschnitt 2012 ...	70
Abbildung 39: Pfadbezogene diffuse und punktuelle P-Einträge in Sachsen für die drei Zeitschnitte	71
Abbildung 40: Gemessene P_{ges} -Konzentrationen an wichtigen sächsischen Messstellen im zeitlichen Verlauf	71
Abbildung 41: Quellenbezogene Anteile der diffusen und punktuellen N-Einträge in Sachsen [%], Zeitschnitt 2012	73
Abbildung 42: Pfadbezogene diffuse und punktuelle N-Einträge in Sachsen für die drei Zeitschnitte.....	73
Abbildung 43: Modellierter diffuse N-Einträge (gelöst und partikelgebunden) in die sächsischen OWK, Zeitschnitt 2012	74
Abbildung 44: Gemessene N-Konzentrationen an wichtigen sächsischen Messstellen im zeitlichen Verlauf	75
Abbildung 45: Bevölkerungsentwicklung in Sachsen von 2009 zu 2021 bzw. 2027 (nach Scheibe 2011).....	81
Abbildung 46: Differenzkarte für den partikelgebundenen P-Eintrag (Acker): Kombi 2021 zu Zeitschnitt 2012	83
Abbildung 47: Differenzkarte für den diffusen gelösten N-Austrag (Acker): Kombi 2021 zu Zeitschnitt 2012	84
Abbildung 48: Differenzkarte für die Nitratkonzentration im Sickerwasser (Acker): Kombi 2021 zu Zeitschnitt 2012.....	85
Abbildung 49: Differenzkarte für den partikelgebundenen P-Eintrag (Acker): Kombi 2027 zu Zeitschnitt 2012	86

Abbildung 50: Differenzenkarte für den diffusen N-Austrag von (Acker): Kombi 2027 zu Zeitschnitt 2012	87
Abbildung 51: Differenzenkarte für die Nitratkonzentration im Sickerwasser (Acker): Kombi 2027 zu Zeitschnitt 2012.....	88
Abbildung 52: Partikelgebundene P-Einträge und N-Austräge für die Maßnahmen 2021 bzw. 2027 (Acker)	89
Abbildung 53: Minderung des partikelgebundenen P-Eintrages bzw. N-Austrages 2021 bzw. 2027 zu 2012 (Acker)	90

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Basisgeometrien	12
Tabelle 2: Basisdaten für Boden, Hydrologie und Relief	13
Tabelle 3: Basisdaten für Klima und Deposition	13
Tabelle 4: Basisdaten für Flächennutzung und Agrarstatistik.....	13
Tabelle 5: Basisdaten für Nährstoffeinträge aus der Siedlungswasserwirtschaft	14
Tabelle 6: Mengen- und Beschaffenheitsdaten	14
Tabelle 7: Angenommene P-Konzentrationen im Grundwasser in STOFFBILANZ [mg P/l].....	25
Tabelle 8: Angenommene P-Konzentrationen im Dränabfluss in STOFFBILANZ [mg P/l].....	26
Tabelle 9: Angenommene P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss in STOFFBILANZ	27
Tabelle 10: Mittlerer Niederschlag, reale Evapotranspiration und Gesamtabfluss in Sachsen (1961-2005)	35
Tabelle 11: Nutzungsbezogene diffuse P-Einträge für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012	42
Tabelle 12: Diffuse P-Einträge von versiegelten Flächen für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012.....	47
Tabelle 13: Partikulär gebundene und gelöste P-Einträge von Ackerflächen [t/a] für die drei Zeitschnitte.....	48
Tabelle 14: Anteile partikelgebundener und gelöster P-Einträge von Ackerflächen [%] für die drei Zeitschnitte	48
Tabelle 15: TP-Einträge [kg/a] aus Punktquellen in Sachsen für die drei Zeitschnitte.....	49
Tabelle 16: Gesamte P-Emissionen für die Zeitschnitte 2000, 2005 und 2012	51
Tabelle 17: Modellierete P-Emissionen und modellierete P-Immissionen für Bilanzzeitschnitt 2012 im Vergleich.....	52
Tabelle 18: Nutzungsbezogene diffuse N-Einträge für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012	53
Tabelle 19: Diffuse N-Einträge von versiegelten Flächen für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012	61
Tabelle 20: TN-Einträge aus Punktquellen in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005 und 2012	65
Tabelle 21: Gesamte N-Emissionen für die Zeitschnitte 2000, 2005 und 2012	65
Tabelle 22: Modellierete N-Emissionen und modellierete N-Immissionen für Bilanzzeitschnitt 2012 im Vergleich	68
Tabelle 23: Modellierete P-Emissionen und P-Immissionen für Bilanzzeitschnitt 2012.....	72
Tabelle 24: Modellierete N-Emissionen und N-Immissionen für den Bilanzzeitschnitt 2012	75
Tabelle 25: Maßnahmenauswahl, Maßnahmenbeschreibung, Zeitansatz und Flächenumfang	79
Tabelle 26: Angenommene Minderungseffekte der geförderten Agrarumweltmaßnahmen	80
Tabelle 27: TP- und TN-Einträge [t/a] aus Punktquellen in Sachsen für die Zeitschnitte 2012, 2021 und 2027.....	91
Tabelle 28: Diffuse N- und P-Einträge [t/a] von versiegelten Flächen für die Zeitschnitte 2012, 2021 und 2027	91
Tabelle 29: Punktuelle und diffuse P-Emissionen, N-Emissionen für Zeitschnitt 2012 und Szenario 1 bzw. 2	93
Tabelle 30: Modellierete P-Emission bzw. -Immission [t/a] in den sächsischen Gebietsteilen der FGE Elbe und FGE Oder	94
Tabelle 31: Modellierete N-Emission bzw. -Immission [t/a] in den sächsischen Gebietsteilen der FGE Elbe und FGE Oder	95

1 Einführung

1.1 Motivation und Zielstellung

Die stoffliche Belastung von Boden und Gewässern 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) (EU 2000) bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten in den Oberflächenwasserkörpern (OWK) 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 zur 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.

Gestützt auf das primär in Sachsen für den mittelmaßstäblichen Anwendungsbereich entwickelte Modell STOFFBILANZ wurden im Rahmen des mehrstufigen Projektes „Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“ die quellen- und pfadbezogene Eintrags- bzw. Belastungssituation der Grund- und Oberflächenwasserkörper in Sachsen mit den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor für die drei Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012 ermittelt (HALBFAß et al. 2009; GEBEL et al. 2013, 2014c). Die zugehörigen Projektergebnisdaten wurden über die internetbasierte Modellplattform STOFFBILANZ-Viewer für verschiedene Nutzergruppen in unterschiedlichem Auswahlumfang abrufbar bereitgestellt.

Die Projektergebnisse bilden wichtige regionale Datengrundlagen für die fachbehördlichen Arbeiten zur Ermittlung, Quantifizierung und Bewertung signifikanter Nährstoffbelastungen aus diffusen und punktuellen Eintragsquellen. Im Rahmen der Erarbeitung der sächsischen Gebietsbeiträge zu den erfolgten Aufstellungen der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder sowohl für den ersten WRRL-Bewirtschaftungszyklus (2009 bis 2015) als auch für den zweiten WRRL-Bewirtschaftungszyklus (2015 bis 2021) stellten sie einen wichtigen ergänzenden Datenpool bei der Erstellung bzw. Fortschreibung der WRRL-Bestandsaufnahme zur Ermittlung von Nährstoffeintragsbelastungen der Grund- und Oberflächenwasserkörper aus punktuellen und diffusen Quellen dar.

Ausgehend von den vorliegenden Fortschreibungsergebnissen zur Nährstoffbelastungssituation für den Bilanzzeitschnitt 2012 wurde darüber hinaus analysiert, welche Nährstoffminderungspotenziale vorrangig in den Bereichen Land- und Siedlungswasserwirtschaft bis zum Ende des zweiten WRRL-Bewirtschaftungszyklus

(2021) bzw. bis zum Ende des dritten WRRL-Bewirtschaftungszyklus (2027) ggf. noch vorhanden sind und in welchem realisierbaren Umfang diese mit welchen zu erwartenden Eintragsminderungseffekten auf die sächsischen Grund- und Oberflächenwasserkörper umgesetzt werden können (siehe GEBEL et al. 2015b). Bei diesen Abschätzungen wurden die nach derzeitigem fachlichen Kenntnisstand wahrscheinlichsten künftig zu erwartenden Entwicklungen projektrelevanter Rahmenbedingungen in der Land- und Wasserwirtschaft mit berücksichtigt.

Mit der Aktualisierung bzw. Fortschreibung der Bilanzdaten zur nährstoffeintragsbezogenen Belastungssituation der Gewässer in Sachsen für den Zeitschnitt 2012 und den weiteren Szenarienrechnungen für die Zeiträume 2021 bzw. 2027 werden, ausgehend von den bisher vorliegenden Ergebnissen des Projektes „Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“, sowohl eingangsdatenspezifische Verbesserungen als auch methodische Weiterentwicklungen des Modells STOFFBILANZ umgesetzt (GEBEL et al. 2013, 2014c). Hierbei handelt es sich insbesondere um die nachfolgend aufgeführten datenspezifischen Veränderungen:

- Modifizierung der wasserwirtschaftlichen Fachgeometrien (insbesondere OWK)
- Fortschreibung der Flächennutzungsdaten (Basis ATKIS 2012)
- Einbeziehung der Bodeninformationen aus der BK 50 an Stelle der bisher verwendeten BÜK 200
- Einbeziehung von Feldblockdaten zur Ableitung der Fruchtartenanteile je OWK, gemittelt für die Jahre 2010 bis 2012
- Einbeziehung von Feldblockdaten zur Ableitung von Maßnahmengrößen aus der Agrarumweltförderung, gemittelt für die Jahre 2010 bis 2012
- Fortschreibung von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten, gemittelt für die Landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete, 2009 bis 2011 (organische Düngung als Mittelwert von 2008 bis 2012)
- Einbeziehung aktueller Projektdaten zu Dränflächenanteilen auf Acker- und Grünlandflächen
- Einbeziehung vorliegender Fortschreibungsdaten zu Nährstoffeinträgen aus allen relevanten punktuellen und diffusen Eintragsquellen des Bereiches Siedlungswasserwirtschaft

Auf methodische Weiterentwicklungen wird in den jeweiligen Kapiteln kurz eingegangen.

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. Das bei den nachfolgend vorgestellten Arbeiten verwendete Modell STOFFBILANZ wurde primär in Sachsen entwickelt und ist den regionspezifischen Naturraum- und Bewirtschaftungsverhältnissen ideal angepasst. Über Sachsen hinaus wird das Modell in unterschiedlichen, jeweils an die Region angepassten Versionen auch in anderen Bundesländern und angrenzenden Nachbarstaaten sowie außerhalb Europas (China, Südafrika) eingesetzt (u. a. GEBEL et al. 2009, 2015a; GEBEL et al. 2014a, 2014b, 2012c; FINCK et al. 2010; FINCK 2012; BERKHOFF 2008; GRIMM-STRELE et al. 2008; MEIßNER et al. 2011).

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 verortenden 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.

1.2.3 Emissionsmodellierung

Weil nach WRRL die Planungsebenen insbesondere im mesoskaligen Bereich angesiedelt sind (Flussgebietseinheit, Koordinierungsraum, regionales Bewirtschaftungsteilgebiet), kommen für die Nährstoffbilanzierung vor allem sogenannte **Emissionsmodelle** zum Einsatz, welche die Stoffausträge aus Landflächen und 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.

1.2.4 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 ihres Anwendungsmaßstabs eine Vielzahl physikalischer und biogeochemischer Faktoren und Landnutzungseffekte berücksichtigen, die Prozessgeschehen, Konzentrationen und Frachten im Gewässerkörper 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 (AUERSWALD 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 Fließ- und Stillgewässern 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.

2 Aktualisierte Datengrundlagen und Bezugsebenen

2.1 Datenherkunft

Die Modellierung komplexer Prozesse in der Landschaft erfordert eine Vielzahl von Eingangsparametern. Tabelle 1 bis Tabelle 6 listen die für den gewählten Bilanzansatz erforderlichen Modelldaten und Datengrundlagen für die Modellvalidierung auf. Die Quantifizierung diffuser Nährstoff- und Sedimentfrachten macht zunächst die Beschaffung und Aufbereitung der entsprechenden Naturraum-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsparameter notwendig (siehe GEBEL et al. 2013). Eine Reihe weiterer Daten werden anhand geeigneter Indikatoren in den jeweiligen Modellmodulen abgeleitet bzw. berechnet (Kap. 3 und GEBEL et al. 2012a, b). Die relevanten Daten müssen vor der Eingabe in das Modell nach Dominanz- oder Mittelwertprinzip aufbereitet werden. 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 18.415 km² und wurde mit einem Gitternetz von 75.293 Elementen überzogen.

Einen detaillierten Einblick in die Ableitung und Integration der Datengrundlagen für den Modellstand 2012 und eine Diskussion von Unterschieden zu den vorherigen Zeitschnitten ist in GEBEL et al. (2013) dokumentiert. Abbildung 2 bis Abbildung 4 geben einen sachsenweiten Überblick zu ausgewählten wichtigen Eingangsdaten (Bodenart, Nutzung, konservierende Bodenbearbeitung).

Tabelle 1: Basisgeometrien

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren im Modellraster
Landesgrenze	Landesgrenze Sachsens	2012	LfULG / LVA	-
Gemeinden	Gemeinden Sachsens	2012	LfULG / LVA	Dominanzprinzip
OWK	Oberflächenwasserkörper	2013	LfULG	Dominanzprinzip
GWK	Grundwasserkörper	2013	LfULG	Dominanzprinzip
Vergleichsgebiete	Landwirtschaftliche Vergleichsgebiete	2007	LfULG	Dominanzprinzip
Wirtschaftsgebiet	Landwirtschaftliche Wirtschaftsgebiete	2007	LfULG	Dominanzprinzip
Gewässernetz	Fließ- und Standgewässer	2013	LfULG	-

Tabelle 2: Basisdaten für Boden, Hydrologie und Relief

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren im Modellraster
BK 50	Bodenkarte 1 : 50.000	2012	LfULG	Dominanzprinzip
Humusgehalt	Humusgehalt Oberboden	-	LfULG ¹	-
P-Gehalt	P _{ges} im Oberboden	1999	LfULG	Mittelwert
HÜK 200	Hydrogeologische Übersichtskarte	2008	LfULG	Mittelwert
GW-Isohypsen	Digitale GW-Isohypsen	2009	LfULG	Mittelwert
DGM	ATKIS (DGM/Q2)	2000	LVA	Mittelwert
Dränflächenanteile	Dränflächenanteile für Acker und Grünland	2012	LfULG	Mittelwert

Tabelle 3: Basisdaten für Klima und Deposition

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren im Modellraster
Niederschlag	Hydrologisches Sommer-, Winterhalbjahr	1961 - 2005	LfULG	Mittelwert
Regentage	Anzahl Regentage	1961 - 2005	LfULG	Mittelwert
Temperatur	Jahresmitteltemperatur	1961 - 2005	LfULG	Mittelwert
Globalstrahlung		1961 - 2005	LfULG	Mittelwert
Atmosphärische N-Deposition	Nutzungsbezogene atmosphärische Stickstoffdeposition	2004	Gauger et al. (2008)	Mittelwert

Tabelle 4: Basisdaten für Flächennutzung und Agrarstatistik

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren im Modellraster
Flächennutzung	ATKIS	2012	LfULG	Gewichtetes Dominanzprinzip je Raster
Versiegelungsgrad	IRS 1C	2001	LfULG	Mittelwert je Raster
Fruchtartenanteile	Fruchtartenanteile je Feldblock	2010 – 2012	LfULG	Mittelwert je OWK
Ertrag, Mineraldünger, Wirtschaftsdünger	je Fruchtart	2009 – 2011	LfULG	Mittelwert je Vergleichsgebiet
Geförderte Agrarumweltmaßnahmen	Förderkulisse S1, S2, S3, S5 und Ö1 je Feldblock	2010 – 2012	LfULG	Mittelwert je OWK
Nicht geförderte zusätzliche Maßnahmen	Kulisse für nicht dauerhafte konservierende Bodenbearbeitung, Zwischenfrucht, Untersaat	2010 - 2011	LfULG	Mittelwert je Wirtschaftsgebiet

¹ abgeleitet aus Bodenatlas Sachsen (MILLER et al. 2007), Bodendauerbeobachtungsflächen des LfULG

Tabelle 5: Basisdaten für Nährstoffeinträge aus der Siedlungswasserwirtschaft

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren
Punktuelle N- und P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen	Datenstand je OWK	2012	LfULG	-
Punktuelle N- und P-Einträge aus industriellen Kläranlagen	Datenstand je OWK	2012	LfULG	-
Diffuse N- und P-Einträge (Kleinkläranlagen, Direkteinleiter, Versickerung)	Datenstand je Gemeindeteilgebiet	2012	LfULG	Mittelwert je Gemeinde

Tabelle 6: Mengen- und Beschaffenheitsdaten

Parameter	Beschreibung	Datenstand	Quelle	Aggregationsverfahren
Oberflächengewässer	Abflussdaten, N- und P-Konzentrationen	2007 - 2012	LfULG	-
Talsperren	Kenngößen zu Talsperren > 50 ha	2006	LTV	-
Grundwasser	Nitrat- und P-Konzentration	2005 - 2007	LfULG	Mittelwert

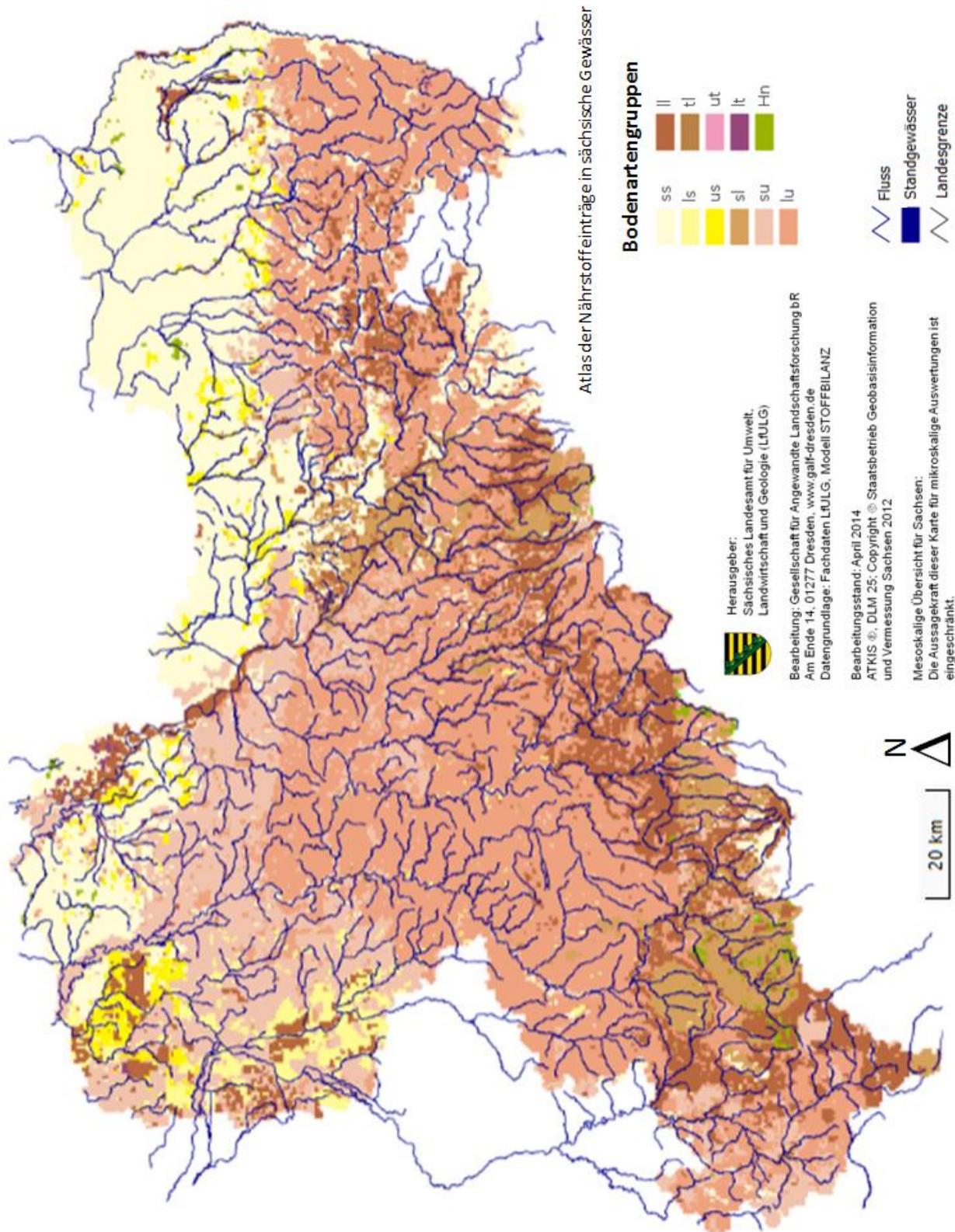


Abbildung 2: Rasterbezogene dominante Bodenartengruppen in Sachsen (Grundlage: LfULG, BK50)

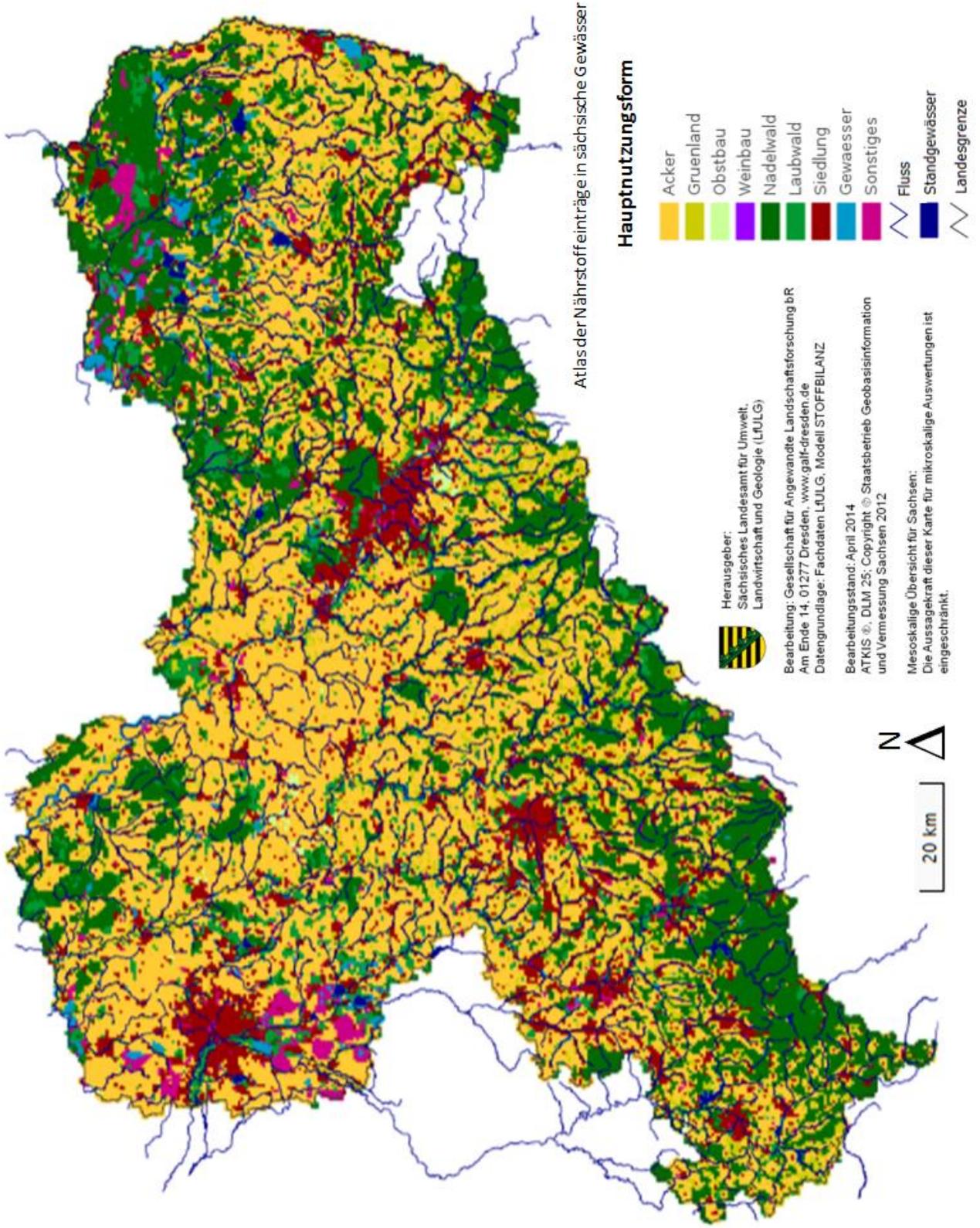


Abbildung 3: Rasterbezogene Hauptnutzungsformen nach gewichtetem Dominanzprinzip für 2012

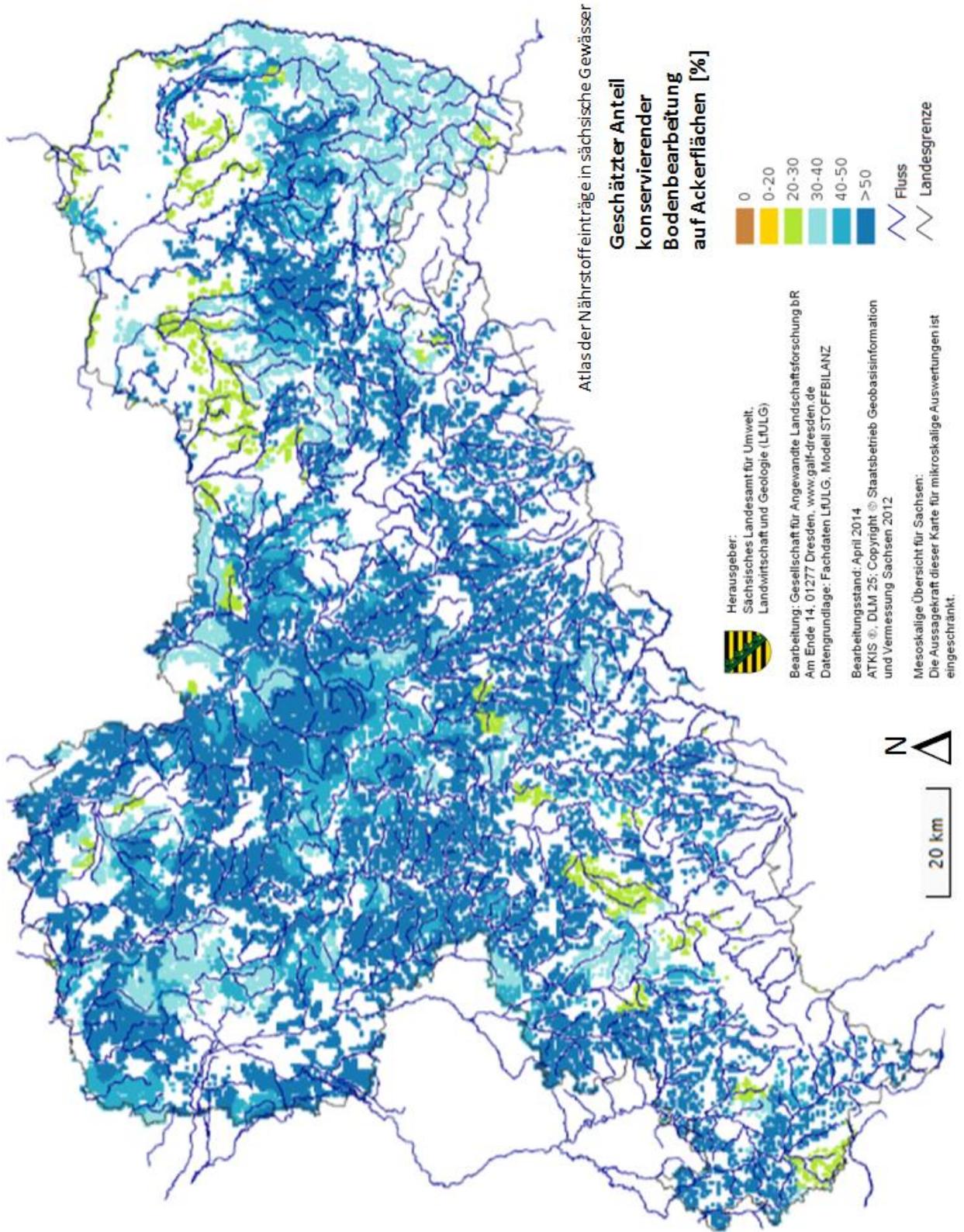


Abbildung 4: Geschätzter Anteil von konservierender Bodenbearbeitung in Sachsen für Zeitschnitt 2012

2.2 Raum- und Zeitebenen

Im Modell STOFFBILANZ erfolgen die Berechnungen mit einer Zeitschrittweite von einem Jahr. Je nach einbezogener Datengrundlage können mittlere Systemzustände abgebildet werden, die einen Bewirtschaftungszeitraum von mehreren Jahren repräsentieren.

Im Modell werden zahlreiche Raumebenen einbezogen, die sowohl Bezugsebenen für einbezogene Daten als auch Auswertungsebenen für simulierte Ergebnisse darstellen können. Im Folgenden werden einige Raumebenen kurz erläutert. Weitergehende Informationen finden sich in HALBFAß et al. (2009).

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. Eine weitere naturräumliche Differenzierung erfolgt auf der Ebene der Landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete 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 438 politisch selbständige Gemeinden (Stand 2013). Die größten Gemeinden sind die Städte Dresden, Leipzig und Chemnitz.

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. Innerhalb der Einzugsgebiete sind die sogenannten Wasserkörper die eigentlichen Einheiten zur Bewertung und Bewirtschaftung der Gewässer. 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 Oberflächenwasser (EU 2000). Im Folgenden wird der Begriff des Oberflächenwasserkörpers nicht nur für den betreffenden Gewässerabschnitt selbst, sondern für sein Eigeneinzugsgebiet verwendet. 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 Teil-einzugsgebieten zugeordnet sind, die durch die oberirdischen Einzugsgebietsgrenzen begrenzt werden.

3 Methodische Vorgehensweise im Modell STOFFBILANZ

3.1 Modellphilosophie

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

Die Modellierung umfasst sowohl Stickstoff- und Phosphor- als auch Sedimenteinträge (Abbildung 5). 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.



Abbildung 5: Berechnungsablauf im Modell STOFFBILANZ

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

- Herkunftsanalyse (Quellen)
- Transportpfadanalyse (Pfade)

- Identifizierung von Risikogebieten und potenziellen Herkunftsflächen (Source Areas)

- Aggregierung auf unterschiedlichen Raumebenen (z. B. OWK, GWK)

Um Nutzerfreundlichkeit, fachliche Aspekte und Anforderungen für das Flussgebietsmanagement miteinander zu verknüpfen, wird von GALF bR (www.galf-dresden.de) seit 2005 auf Basis des Modellansatzes STOFFBILANZ die webbasierte grafische Benutzeroberfläche STOFFBILANZ-Viewer entwickelt. Im Folgenden wird ein Überblick über die Vorgehensweise der Modellierung von Bodenabtrag sowie Sedimenteintrag, Phosphoreintrag und Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer über den diffusen und punktuellen Eintragspfad gegeben. Weiterführende Informationen zur Wasserhaushaltsmodellierung und zur Stoffeintragsmodellierung sind der Modellbeschreibung (GEBEL et al. 2012a) zu entnehmen.

3.2 Abflussberechnung

Im Modell STOFFBILANZ erfolgt die Modellierung der Abflussbilanz im Modul WASSERBILANZ. Der Gesamtabfluss R ergibt sich aus der Summe der Teilabflüsse Oberflächenabfluss RO , Abfluss von versiegelter Fläche RS , Drainabfluss RD , Zwischenabfluss RI und Grundwasserabfluss RG :

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

Die Ableitung des Oberflächenabflusses und des Abflusses von der versiegelten Fläche erfolgt nach einem modifizierten Curve Number-Verfahren (NRCS 2004; HAWKINS et al. 2009; 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 gedrännten Flächenanteil analog zur Vorgehensweise der Berechnung der Infiltration auf ungedrännten Flächen, wobei auf die Einbeziehung des kapillaren Aufstiegs verzichtet wird. Der Anteil gedränkter Flächen für die Hauptnutzungsformen Acker und Grünland wurde anhand STEININGER et al. (2013) rasterelementspezifisch zugewiesen (GEBEL et al. 2013). Detailliertere Informationen zur Wasserhaushaltsbilanzierung sind der Modellerläuterung zu entnehmen (GEBEL et al. 2012a).

3.3 Bodenabtrag und Sedimenteintrag

3.3.1 Bodenerosion durch Wasser

Die potenzielle Bodenerosion durch Wasser wird nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) (WISCHMEYER & SMITH 1978) ermittelt. Der ABAG-Ansatz berücksichtigt dabei die Flächen- und Rillenerosion (AUERSWALD & SCHWERTMANN 1988; AUERSWALD 2000; WIEGAND 2002).

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

mit

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

Die räumlich differenzierte Ermittlung des C-Faktors erfolgt für konventionell (mit Pflug) bearbeitete Ackerflächen nach AUERSWALD (2002) auf Basis der OWK-bezogenen aus den Feldblockinformationen abgeleiteten Agrarstatistik. Für dauerhaft konservierend bearbeitete Flächen wird in Abstimmung mit dem LfULG ein C-Faktor von 0,06 eingesetzt. Für Flächen mit periodisch konservierender Bearbeitung und Flächen mit Zwischenfruchtanbau wird der C-Faktor 0,07 vergeben, Flächen unter Streifen- oder Direktsaat erhalten dagegen den niedrigsten Wert von 0,05. C-Faktoren für Nicht-Ackerflächen werden gemäß GEBEL et al. (2012a) ermittelt.

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, weil die räumliche Variabilität der originalen Reliefparameter infolge der Aggregation abnimmt bzw. nivelliert wird (WU et al. 2005).

3.3.2 Sedimenteintrag in Oberflächengewässer in Folge von 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 Gewässerdistancen und die Transportkraft des Oberflächenwasserabflusses sowie Deposition und Akkumulation des erodierten Bodens im Gelände.

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

- Fließgewässererosion

- Sedimenteintrag 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 $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für Industriegebiete die Hauptquellen (University of Wisconsin-Extension 1997). Von Bauplätzen wurden sogar Erosionsraten von $14\text{-}18 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geschätzt. Zu beachten sind die im Vergleich zu Ackerflächen hohen Sedimenteintragsraten. Konzentrationen von abfiltrierbaren Stoffen zwischen ca. 100 bis 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 Sedimentlieferfunktion in Abhängigkeit wichtiger Einflussgrößen,
- die Ausweisung von wahrscheinlichen Hauptliefergebieten für den Sedimenteintrag in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser (Hot Spots, Source Areas),
- die Quantifizierung des Sedimenteintrags.

Abbildung 6 bildet die Grundzüge der methodischen Herangehensweise ab. In einem ersten Schritt werden mittels eines GIS- und modellgestützten Separationsverfahrens sogenannte nicht eintragsrelevante Flächen bzw. Flächenanteile ermittelt (HALBFAß 2005). Bei der notwendigen Modellierung der Fließwege können relevante Landschaftsstrukturen, wie zum Beispiel Straßen oder Eisenbahnstrecken, berücksichtigt werden. Nicht eintragsrelevante Flächen oder Flächenanteile bleiben bei der Bestimmung des Sedimenteintrages in Oberflächengewässer unberücksichtigt.

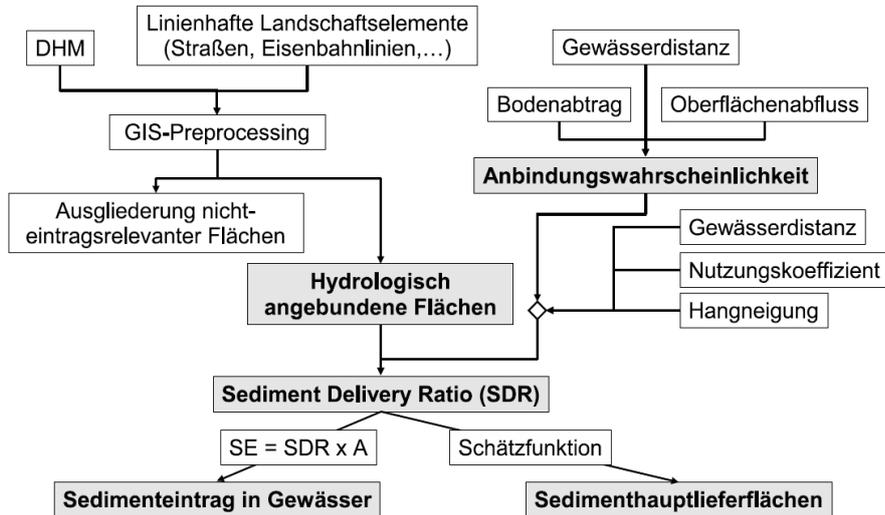


Abbildung 6: Ermittlung von Sedimenteintrag und Sedimenthauptlieferflächen

Der folgende Arbeitsschritt diente 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 Anbindungswahrscheinlichkeit.

Der Nutzungskoeffizient χ wird nach folgender Gleichung vom C-Faktor abgeleitet:

$$\chi_i = 1,43 \ln(\text{C-Faktor}) + 9,49 \quad R^2 = 0,89$$

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

$$P_{flow} = -0,1358 \ln(x) + 0,9717 \quad R^2 = 0,94 \quad (0 < x \leq 1000) \text{ [m]}$$

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

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

Dabei gelten folgende Bedingungen:

$$P_{flow} = 0 \vee P_A = 0 \vee P_{RO} = 0 \rightarrow P = 0$$

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

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

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

Der Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer ergibt sich dann aus:

$$SE = SDR A a$$

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

3.3.3 Sonstige Sedimenteinträge

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

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

Weitere Informationen zur methodischen Vorgehensweise können GEBEL et al. (2012a) entnommen werden.

3.4 Bilanzierung der Phosphoreinträge

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 die Umsatzprozesse im System Boden-Wasser-Pflanze mittelmaßstäbig nur eingeschränkt adäquat fassbar.

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} .

3.4.1 Partikulär gebundene P-Einträge

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

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

Der P-Gehalt im Boden wird nutzungs- und substratspezifisch abgeleitet (z. B. nach Freistaat Sachsen 1999). Allgemein müssen die P-Gehalte im Oberboden in Abhängigkeit vom Relief und der Nutzungsform als hoch variabel bewertet werden. Untersuchungen von HALBFAß & GRUNEWALD (2004) zeigen, dass der mittlere Fehler vom Mittelwert an Hangsequenzen oder innerhalb von kleinen Einzugsgebieten bis zu 40 % betragen kann. Der dimensionslose Nährstoffanreicherungsfaktor ER bildet eine Funktion in Abhängigkeit vom Bodenabtrag A (vgl. AUERSWALD 1989).

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

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

Angaben in AUERSWALD & WEIGAND (1999) legen nahe, dass die Berechnung von ER aus dem jährlichen Bodenabtrag die Anreicherung überschätzt, weil 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.

3.4.2 Diffuse gelöste P-Einträge von Landwirtschafts- und Forst-/Waldflächen

Die gelösten P-Einträge DP in den Vorfluter für die Hauptnutzungsformen **Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau** und **Laub-/Nadelwald** berechnen sich aus dem Produkt des jeweiligen Abflussmittels und der pfadbezogenen P-Konzentration für den 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) & 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 7 zeigt die im Modell für Sachsen eingesetzten Werte.

Tabelle 7: Angenommene P-Konzentrationen im Grundwasser in STOFFBILANZ [mg P/l]

Naturraumregion/Wirtschaftsgebiet	Acker, Grünland	Laub-, Nadelwald	Obstbau, Weinbau
Sächsische Heide- und Teichlandschaft	0,05	0,03	0,05
Sächsisches Lössgebiet	0,02	0,02	0,02
Sächsisches Mittelgebirge und -vorland	0,01	0,01	0,01

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 7. Standortspezifische 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 grundwassernaher Bewirtschaftung auftreten können.

Drainabfluss

Die P-Konzentrationen in Dränagen unterliegen starken jahreszeitlichen, standort- und nutzungsbedingten Schwankungen. Sandige Böden und solche mit Neigung zur Ausbildung von präferenziellen Fließwegen über

Makroporen auf schluffigen Böden oder aufgrund von Schrumpfungsprozessen auf tonhaltigen Böden weisen ein vergleichsweise höheres Austragsrisiko auf (TRESSEL 2001; LENNARTZ 2005; BAW 2005).

In der Literatur werden für gedränte, langjährig gedüngte Ackerflächen mittlere P-Konzentrationen von 0,1 bis 0,4 mg/l angegeben (u. a. MOKRY 1999, 2003; DJODJIC et al. 2004; GALLER 2006; DILS & HEATHWAITE 1999).

Hinsichtlich der Betrachtung von Grünlandflächen zeigen neuere Untersuchungen von DIEPOLDER et al. (2005), 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; DILS & HEATHWAITE 1999). Es wird herausgestellt, dass über präferenzielle Fließwege (Makroporen) das Risiko erhöhter P-Austräge signifikant steigt.

Die für sächsische Teilgebiete von STEININGER et al. (2013) im Zeitraum 2010 bis 2012 an verschiedenen Dränauslässen gemessenen Dränkonzentrationen liegen sowohl für Acker- als auch für Grünlandflächen im unteren Bereich der oben angegebenen Literaturwerte. In Auswertung dieser Messkampagnen und in Abstimmung mit dem LfULG wurden P-Konzentrationen in Abhängigkeit vom Wirtschaftsgebiet wie folgt festgelegt (Tabelle 8).

Tabelle 8: Angenommene P-Konzentrationen im Dränabfluss in STOFFBILANZ [mg P/l]

Naturraumregion/Wirtschaftsgebiet	Nutzung	P-Konzentration
Sächsische Heide- und Teichlandschaft	Acker/Grünland	0,15
Sächsisches Lössgebiet	Acker/Grünland	0,1
Sächsisches Mittelgebirge und -vorland	Acker/Grünland	0,05

Auf eine getrennte Quantifizierung von Makroporenflüssen und Matrixflüssen und verlagerten Stofffrachten in Abhängigkeit unterschiedlicher Landnutzungen, Bodenarten und Bodenbearbeitungen wurde bewusst verzichtet, weil die gegebene Datenlage dies nicht in ausreichendem Maße zulässt.

Oberflächenabfluss

Neben der partikelgebundenen P-Verlagerung in Folge von erosivem Oberflächenabfluss spielt auch die Verfrachtung von gelöstem Phosphor über den Oberflächenabflusspfad eine signifikante Rolle am Gesamteintragsgeschehen. In der Literatur gibt es unterschiedliche Ansätze zur Abschätzung der P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss. Ein Maß zur Abschätzung der gelösten P-Fracht 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 9 dargestellten Annahmen für zu erwartende P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss von Acker und Grünland getroffen. Regionale, auf Sachsen bezogene Abschätzungen können nachvollziehbar vorgenommen werden, standortbezogene Aussagen sind aber nicht möglich (siehe HALBFAß et al. 2009).

Tabelle 9: Angenommene P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss in STOFFBILANZ

Nutzungstyp	P-Konzentration im Oberflächenabfluss [mg P/l]
Acker	0,2
Grünland	0,8
Obstbau	1,2
Weinbau	0,8
Laubwald	0,025
Nadelwald	0,025

3.4.3 P-Einträge von Gewässern und sonstigen Nutzungen

Für **Gewässerflächen** wird die atmosphärische Deposition als Pauschalwert angesetzt. Diese schwankt nach Literaturangaben zwischen 0,04 und 1,5 kg P ha⁻¹ a⁻¹. Bei mittleren Niederschlägen von 660 mm in den ost-deutschen Bundesländern wird für die 1990er-Jahre ein Wert von 0,4 kg P ha⁻¹ a⁻¹ empfohlen (vgl. BEHRENDT et al. 2000).

Der diffuse P-Eintrag ins Gewässer wird für die Nutzung **Sonstiges** mit 0,5 kg P ha⁻¹ a⁻¹ veranschlagt (siehe HALBFAß et al. 2009).

3.4.4 Diffuse P-Einträge von 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⁻¹ a⁻¹ ausgegangen. Wegen der hohen P-Sorptionsfähigkeit von Böden wird die Annahme getroffen, dass davon lediglich 10 %, also 0,05 kg P ha⁻¹ a⁻¹, in die Gewässer eingetragen werden. Auf **versiegelten Siedlungsflächen** werden die drei Pfade *Regenwasserkanal*, *Haushalte ohne Kanalanschluss* und *Bürgermeisterkanal* unterschieden. Der Emissionspfad **Regenwasserkanal** bezieht sich auf den Nährstoffeintrag von der versiegelten Fläche, die in das Trenn- bzw. Misch-wassersystem entwässert. Aus den EMA-Daten von Sachsen (LfUG 2007) ergibt sich ein mittlerer P-Export-koeffizient c von 1,6 kg P ha⁻¹ a⁻¹. Der Phosphoreintrag LP_{seal} ergibt sich dann wie folgt:

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

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

Der Pfad **Haushalte ohne Kanalanschluss** kennzeichnet den Eintrag von dezentralen Kleinkläranlagen in Gewässer.

$$DP_{seal} = \frac{c_P \times n_{inh} \times \frac{100 - n_{STP}}{100} \times \frac{n_{WSTP}}{100}}{A_{urb}} \quad [kg \, ha^{-1} \, a^{-1}]$$

mit

$c_P = 0,35$ kg P/EW/a (KKA mit Stand der Technik) bzw. 0,46 kg P/EW/a (KKA nicht Stand der Technik),

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,

A_{urb} als Siedlungsfläche je Betrachtungsraum.

Bei Anschluss an Bürgermeisterkanäle (Haushalte mit Kanalanschluss, aber ohne Anschluss an öffentliche Abwasserbehandlungsanlage, sondern dezentrale KKA) berechnen sich die Nährstoffeinträge in die Gewässer wie folgt:

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

mit

$c_P = 0,35 \text{ kg P/EW/a}$ (KKA Stand der Technik) bzw. $0,46 \text{ kg P/EW/a}$ (KKA nicht Stand der Technik).

3.4.5 Punktuelle P-Einträge

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 die OWK vorliegenden Daten zu den kommunalen und industriellen Kläranlagen.

3.5 N-Einträge in die Oberflächengewässer

3.5.1 Diffuse N-Austräge aus der Bodenzone

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. 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) oder Folgen des Klimawandels (z. B. Erwärmung) umfassender berücksichtigt werden. In der Bilanzierung des N-Austrags (DN_{soil}) sind die in Abbildung 7 dargestellten Bilanzglieder enthalten.

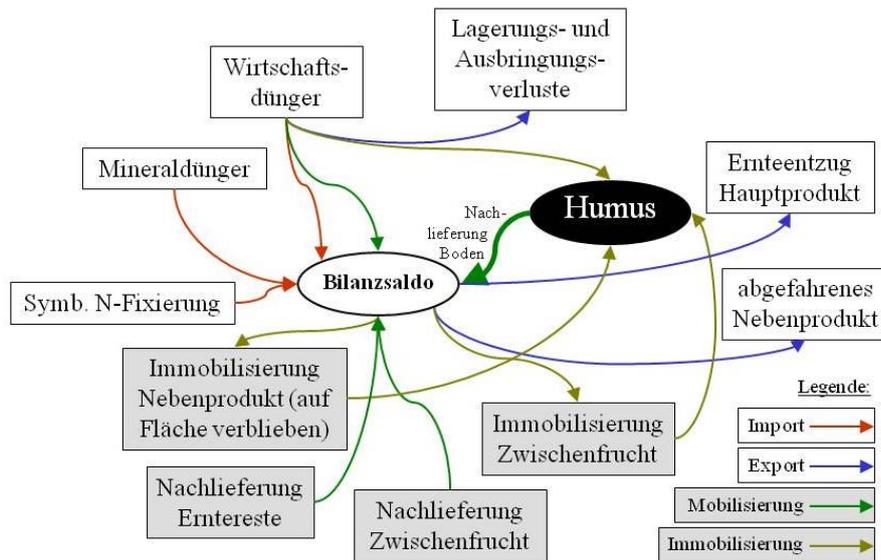


Abbildung 7: Fließschema zur Ableitung des N-Bilanzsaldos (N_{surplus}) auf der Ackerfläche

Die Bilanzierung des N-Saldos auf Ackerflächen berücksichtigt die in Abbildung 7 enthaltenen Bilanzglieder (siehe GEBEL et al. 2012a). 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* erhalten entsprechende Angaben zur mineralischen Düngung je Fruchtartengruppe F_{min} bzw. wirtschaftseigenen Düngung F_{org} . Lagerungs- und Ausbringungsverluste werden über den Faktor f_1 je nach Art des Düngeranfalls (z. B. Gülle/Stallmist) eingerechnet.

Legume N-Fixierung

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

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 berücksichtigt werden. Im Modell wird davon ausgegangen, dass die im Frühjahr des Berechnungsjahres freigesetzte N-Menge M_{ic} aus der Nachlieferung von Zwischenfrüchten bzw. Untersaaten des Vorjahres, 75 % der im Berechnungsjahr zusätzlich erzielten Immobilisierungsleistung aus dem Anbau von Zwischenfrüchten bzw. Untersaaten 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).

N-Nachlieferung aus der organischen Bodenmatrix

Die N-Nachlieferung M_{soil} aus der organischen Bodenmatrix 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 Landesbehörden erfolgte bereits eine Modifizierung der auf dem Konzept von HENIN & DUPUIS aufbauenden Methode zur Ermittlung der N-Nachlieferung. Analog der Vorgehensweise von MARY & GUÉRIF (1994) bzw. MEYNARD et al. (1996), berechnet sich die Nachlieferung als Funktion von Humusgehalt, C/N-Verhältnis, Tongehalt, Kalkgehalt, Skelettgehalt, Jahresmitteltemperatur und 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. Weitergehende Informationen zum Berechnungsansatz sind GEBEL et al. (2012a) und HALBFAß et al. (2009) zu entnehmen.

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 Ernterückständen und Wurzel

Programmintern wird für Ackerflächen die Immobilisierung im Nebenprodukt I_{root} (Ernte- und Wurzelrückstände) anhand der fruchtartenspezifischen Erträge des Hauptprodukts und dem Entzugsfaktor des Nebenprodukts abgeleitet (SLfL 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 Einbeziehung von Immobilisierungs- und Nachlieferungskoeffizienten berücksichtigt werden. Grundlage der Berechnung bildet die Annahme einer fruchtartenspezifischen zusätzlichen Immobilisierung von N (I_{ic}) in der Zwischenfrucht/Untersaat im Herbst, die um den Betrag von $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (= 25 % des N) höher liegt als die im Frühjahr des Berechnungsjahres freigesetzte N-Menge aus der N-Nachlieferung des Zwischenfruchtanbaus im Vorjahr. In der Parametrisierung wird im Modell von einer zusätzlichen N-Bindung von 80 kg ha^{-1} und einer zusätzlichen N-Freisetzung für die Folgefrucht von 60 kg ha^{-1} (vgl. SCHLIEPHAKE & ALBERT 2003) ausgegangen.

Export

Ernteentzug

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

Abgefahrenes Nebenprodukt

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

Bilanzsaldo (Zwischenbilanz)

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

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

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.

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 und die Angaben zur atmosphärischen Deposition N_{atm} eingesetzt. Zusätzlich werden die maximale Denitrifikationsrate D_{max} und die Konstante K in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen (günstig, mittelmäßig, ungünstig) je nach Bodentyp modellintern ermittelt. 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 & GEBEL 2003) bestimmt. Dafür werden neben der atmosphärischen Deposition die N-Nettoaufnahmerate, die Immobilisierungsrate und ein Denitrifikationsfaktor berücksichtigt (siehe GEBEL et al. 2012a).

Diffuser gelöster N-Austrag aus der Bodenzone

Auf der Hauptnutzungsform *Acker* wird der gelöste **N-Austrag** DN_{soil} unter Berücksichtigung der Zwischenbilanz (N_{surplus}), der atmosphärischen Deposition N_{atm} und der Denitrifikationsrate D_{soil} wie folgt ermittelt:

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

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, detaillierte Beschreibung in GEBEL et al. 2012a):

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

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; siehe GEBEL et al 2012a).

3.5.2 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} und 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 Abschät-

zung 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.

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

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

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

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

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

mit

SW: Sickerwasser; RS: Abfluss von versiegelter Fläche; r_{GW} : Retentionskoeffizient Grundwasserleiter

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser C berechnet sich nach folgender Gleichung:

$$C_{NO3SW} = \left(\frac{DN_{SW} \times 4,43 \times 100}{SW} \right) \quad [\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}]$$

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 Grundwasser- verweilzeit kann sich die über den Grundwasserabfluss ins Oberflächengewässer eingetragene N-Fracht dabei erheblich verringern. Die Betrachtung von Fließwegen und die Berechnung von Abstandsgeschwindigkeiten kann im Rahmen der Modellierung für Gebiete im Lockergesteinsbereich vollzogen werden. Die Gesamtverweilzeit und -retention der pro Rasterzelle in den Grundwasserleiter eingetragenen Fracht ergibt sich dann aus dem Integral von Verweilzeit und Halbwertzeit der Denitrifikation aller am Fließweg beteiligten Rasterzellen bis hin zum Übertritt ins Oberflächengewässer (siehe GEBEL et al. 2012a). Für Aquifere in Festgesteins- und Übergangsbereichen wird aufgrund der komplizierteren Hydraulik auf die Berechnung von Fließwegen und Verweilzeiten verzichtet. Die in den Grundwasserleiter eingetragene Fracht reduziert sich in Abhängigkeit einer pauschal eingesetzten Verweilzeit bzw. Halbwertzeit der Denitrifikation (siehe unten, vgl. WENDLAND & KUNKEL 1999; KUNKEL & WENDLAND 1999; SCHWARZE 2004; ULLRICH 2006; GEBEL et al. 2012a).

Aquifere im Bereich Festgestein und Locker- über Festgestein

Für Festgesteins- und Übergangsbereiche (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 Grund-

wasser sowie vorliegender Isotopen- und Literaturdaten zu dessen Altersbestimmung (u. a. SCHWARZE 2004). Nähere Erläuterungen zur Festlegung der Modellparameter ist GEBEL et al. (2012a) und HALBFAß et al. (2009) zu entnehmen. Der Faktor r_{gw} wird wie folgt in Abhängigkeit von der Abbaukonstanten k_n für Nitrat und der Grundwasserverweilzeit t_{gw} (oberer GWL) ermittelt (WENDLAND & KUNKEL 1999; WENDLAND 1992):

$$r_{gw} = \exp(-k_n \times t_{gw})$$

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. Notwendige Eingangsdaten sind regionalisierte Durchlässigkeitsbeiwerte aus der HÜK 200, ein Grundwassergleichenplan des potenziellen oberen Grundwasserleiters, die WRRL-relevanten Fließgewässer und 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 Grundwasserpfadens abhängig. Eine analytische Umsetzung des Transportmechanismus wird durch den Multiple Flow Algorithmus (MFA) realisiert, der mit dem in der Isotopenhydrogeologie bekannten Black-Box-Modell des Piston-Flows gekoppelt wird. Beim MFA-Algorithmus splittet sich der Abfluss aus der Zelle je nach der anteiligen Größe des Gradienten zu den Nachbarzellen in verschiedene Richtungen auf. Das erstellte Modell wird an das Stoffhaushaltsmodell STOFFBILANZ gekoppelt, um die notwendigen flächendifferenzierten Eingangsdaten zur Grundwasserneubildung und zu den Nitratreinträgen in das Grundwasser zu erhalten. Im Verbund mit dem Modell STOFFBILANZ kann somit die grundwasserbürtige Belastung der Fließgewässer mit Nitrat unter Berücksichtigung der Fließwege, Aufenthaltszeiten und Nitratabbauraten quantifiziert werden. Für detaillierte Erläuterungen zur Vorgehensweise wird auf UHLIG et al. (2012) und GEBEL et al. (2012a) verwiesen.

3.5.3 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.

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

3.5.4 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.

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

3.5.5 Diffuser N-Eintrag von versiegelten Flächen

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 Kap. 3.4.4) unter Berücksichtigung der N-spezifischen Exportkoeffizienten. $c_N = 1,524 \text{ kg N/EW/a}$ (KKA Stand der Technik) bzw. $2,79 \text{ kg N/EW/a}$ (KKA nicht Stand der Technik).

3.5.6 Diffuser N-Gesamteintrag

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

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

3.5.7 Punktuelle N-Einträge

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

3.6 Frachtberechnung

Nach Übertritt der P- bzw. N-Emissionen in das Oberflächengewässer treten während der weiteren Transportphase im Fließgewässer bis zum Einzugsgebietsauslass Umsatz- und Retentionsprozesse auf. Dabei muss die langfristig wirksame Retention im Fließ- bzw. Standgewässer im Rahmen eines OWK-basierten Routingverfahrens berücksichtigt werden, um einen Abgleich der Simulationsergebnisse mit gemessenen Frachten am Einzugsgebietsauslass vornehmen zu können.

Der wesentliche langfristig wirksame Retentionsmechanismus im Oberflächengewässer für Stickstoff ist die mikrobiologische Denitrifikation im Bereich der Kontaktzone zwischen Freiwasser und Gewässerbettssediment. Diese wird im Fließgewässer nach dem Nutrient-spiraling-Konzept unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeit und der zeitspezifischen N-Aufnahmerate ermittelt (Stream Solute Workshop 1990).

Der langfristige P-Rückhalt in Sedimentationsräumen wurde für den Bilanzzeitschnitt 2012 nur für die Talsperreneinzugsgebiete als relevant angesehen, weil keine größeren Hochwässer und damit einhergehende langfristig relevante Sedimentablagerungen im Zeitraum 2007 bis 2012 aufgetreten sind.

Die Ermittlung der Retentionsleistung in Standgewässern erfolgt für N und P nach MANIAK (2005) unter Berücksichtigung eines Nettotransferkoeffizienten, der mittleren Seetiefe und der hydraulischen Verweilzeit.

Nähere Informationen zur Vorgehensweise der Frachtberechnung für N und P sind in HALBFAß et al. (2009) sowie GEBEL et al. (2012a) enthalten.

4 Ergebnisse der Modellierung

4.1 Simulierte Gebietsabflüsse

Die Wasserbilanz für Sachsen ergibt im Mittel der Jahresreihe 1961 bis 2005 die in Tabelle 10 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.

Tabelle 10: Mittlerer Niederschlag, reale Evapotranspiration und Gesamtabfluss in Sachsen (1961–2005)

Wirtschaftsgebiet	Niederschlag [mm/a]	reale Evapotranspiration ETa [mm/a]	Gesamtabfluss R [mm/a]
Heide- und Teichlandschaft	686	525	161
Lössgebiet	738	563	175
Mittelgebirge und Vorland	909	586	323
Sachsen	785	562	223

Der Gesamtabfluss teilt sich entsprechend Abbildung 8 auf die einzelnen Abflusskomponenten auf. Der Oberflächenabfluss enthält hierbei auch den Abfluss von der versiegelten Fläche. Im Vergleich zur Simulation der Berechnungszeiträume 2000 bzw. 2005 wird hinsichtlich der Klimadaten die gleiche Datenreihe 1961–2005 genutzt. 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.

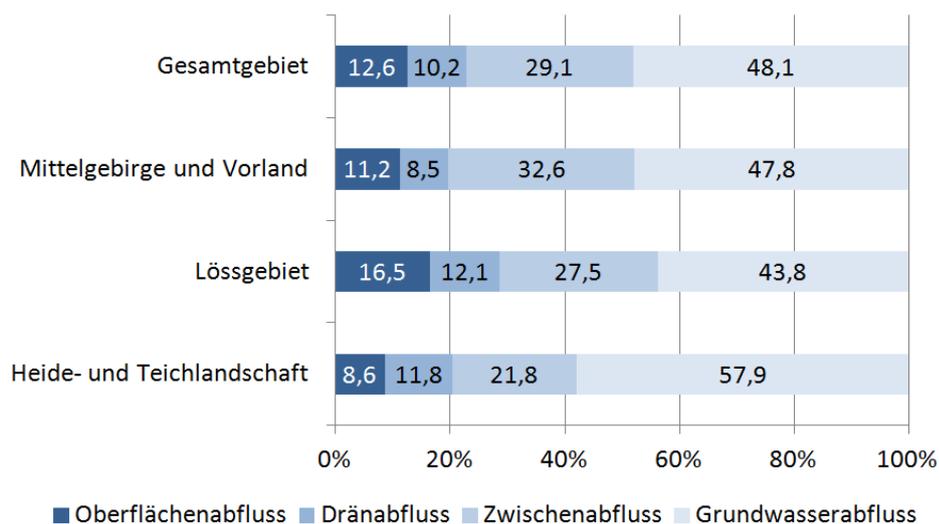


Abbildung 8: Verteilung der Abflusskomponenten für den Bilanzzeitschnitt 2012

Unterschiede zwischen Bilanzzeitschnitt 2012 und den beiden Zeitschnitten 2000/2005 ergeben sich bei der Ableitung der Dränflächen (für 2012 ermittelt nach STEININGER et al. 2013), die sich wiederum direkt auf die Abflusskomponentenmodellierung auswirken. Im Lössgebiet verringern sich die Dränabflussanteile am Gesamtabfluss von 14 % (2000/2005) auf 12 % (2012), in der Heide- und Teichlandschaft steigen sie von 5 % auf 12 % an.

Abbildung 10

Abbildung 10 zeigt das Ergebnis der Abflusssimulation für den Dränabfluss. Für die kartenmäßige Darstellung der übrigen Abflusskomponenten wird auf HALBFAß et al. (2009) verwiesen. Meteorologische Grundlage aller Abflussberechnungen sind langjährige gemittelte Niederschlags- und Temperaturdaten der Periode 1961–2005.

Ein Vergleich mit Abflussdaten an 54 Pegeln für die Jahre 2007–2012 (vom LfULG bereitgestellt) zeigt Abbildung 9. Folgende Pegel wurden ausgeschlossen, weil ein Vergleich mit den Modellergebnissen nicht sinnvoll möglich ist:

- Flöha-1 (DESN_54268-3): Messstelle liegt nicht am untersten EZG-Auslass
- Lausitzer Neiße-6 und -10 (DESN_674-6, -10): relevanter Anteil nicht modellierter polnischer Einzugsgebietsanteile
- DEST_SAL15OW01-00 und DETH_5666_40+63: nicht modellierte thüringische Einzugsgebietsanteile

Im Ergebnis der Validierung ergibt sich eine gute Übereinstimmung von simulierten und gemessenen Werten (Abbildung 9).

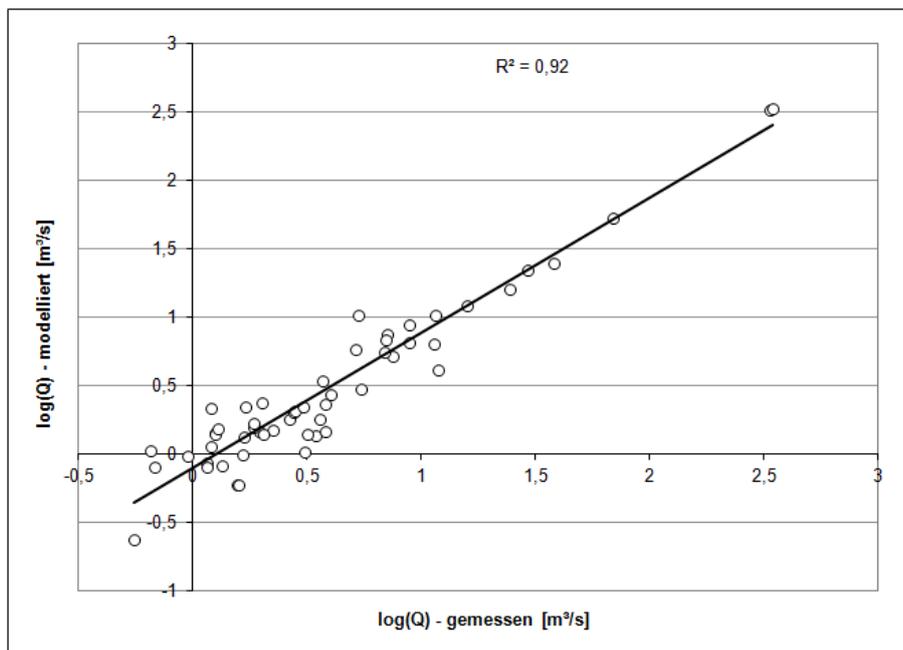


Abbildung 9: Vergleich zwischen modelliertem und gemessenem Gesamtabfluss für den Zeitraum 2007–2012

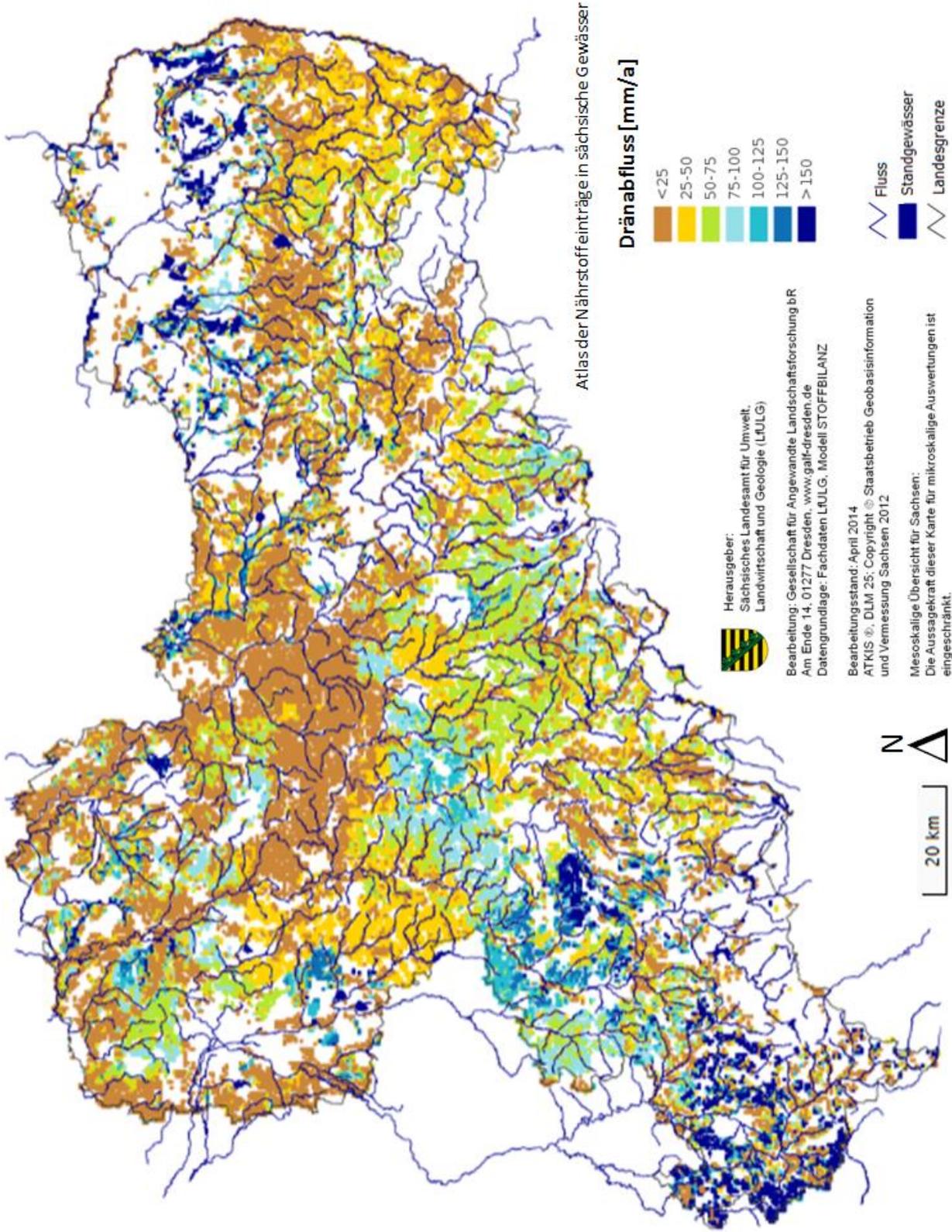


Abbildung 10: Modellierter langjähriger Dränabfluss für Acker- und Grünlandflächen

4.2 Simulierter Bodenabtrag und Sedimenteintrag

4.2.1 Bodenerosion

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 Wasserspeicherfähigkeit 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 Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, zur Überdeckung von Kulturpflanzen oder sogar zur Schädigung von Grundstücken (Off-Site-Schäden). Gelangt erodiertes Bodenmaterial bis in die Oberflächengewässer, können insbesondere 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 der 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 11 zeigt für Sachsen die Bodenabträge durch Wasser (flächenhafte Erosionsformen) auf Basis des 500-m-Modellrasters für den Bilanzzeitschnitt 2012.

Im sächsischen Mittel beträgt der jährliche Bodenabtrag 1,8 t/ha, auf Ackerflächen erhöht er sich auf 3,4 t/ha, wobei Modellzellen im Einzelfall Bodenabträge von bis zu 27,7 t/ha aufweisen können. Ein zusammenhängendes markantes Gebiet mit hohen Bodenabträgen bildet das Mittelsächsische Lösshügelland, aber auch eine Reihe von weiteren Teilen des sogenannten Lössgürtels in Sachsen fallen mit hohen Bodenabträgen ins Auge. Im Vergleich zum Bilanzzeitschnitt 2005 gehen die Bodenabträge auf Ackerflächen im Mittel um 576 kg/ha zurück. Grund ist vor allem der von 2005 zu 2012 angestiegene Anteil der konservierenden Bodenbearbeitung um 27,6 auf 60,4 %.

Abbildung 12 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).

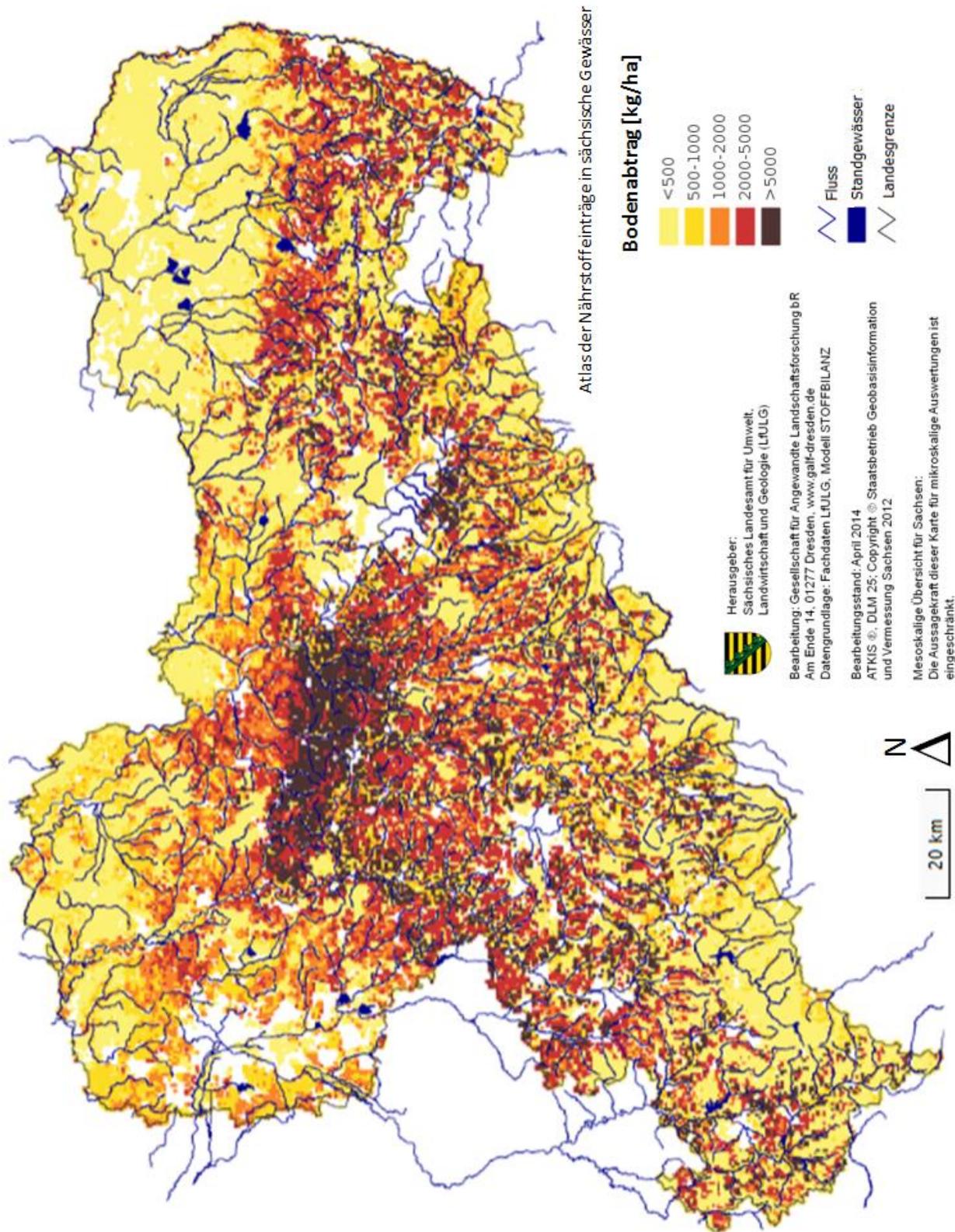


Abbildung 11: Modellierter mittlerer jährlicher Bodenabtrag für den Zeitschnitt 2012

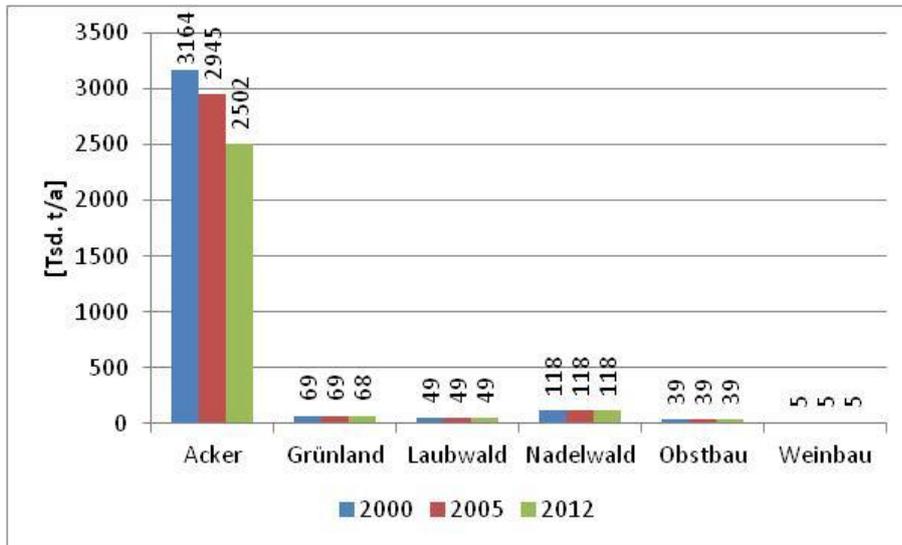


Abbildung 12: Anteile der Hauptnutzungsformen am Bodenabtrag in Sachsen für die drei Zeitschnitte

4.2.2 Sedimenteintrag

Der Sedimenteintrag in die sächsischen Oberflächengewässer bezogen auf den Austragsort wird für den Bilanzzeitschnitt 2012 in Abbildung 14 dargestellt. Der gesamte Sedimenteintrag wurde mit 80 Tsd. t/a simuliert, was ca. 3 % des gesamten Bodenabtrages entspricht. Rund 75 Tsd. t/a entfallen auf die Hauptnutzungsform Acker. Analog zum Bodenabtrag verursachen vor allem die Ackerflächen im Mittelsächsischen Lösshügelland hohe Sedimenteinträge. Rund die Hälfte aller Sedimenteinträge entstammt dem Sächsischen Lössgebiet (Abbildung 13).

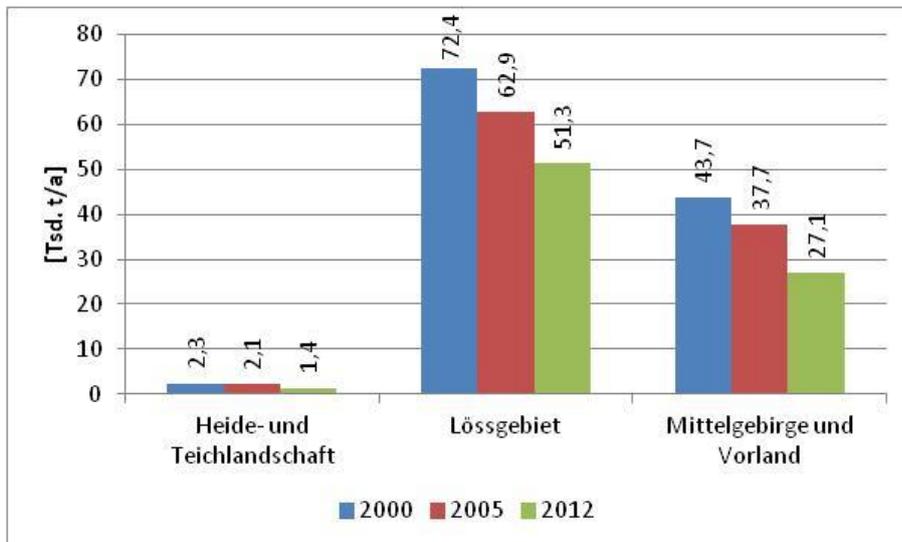


Abbildung 13: Anteile der Naturräume am Sedimenteintrag in sächsische Oberflächengewässer für die drei Zeitschnitte

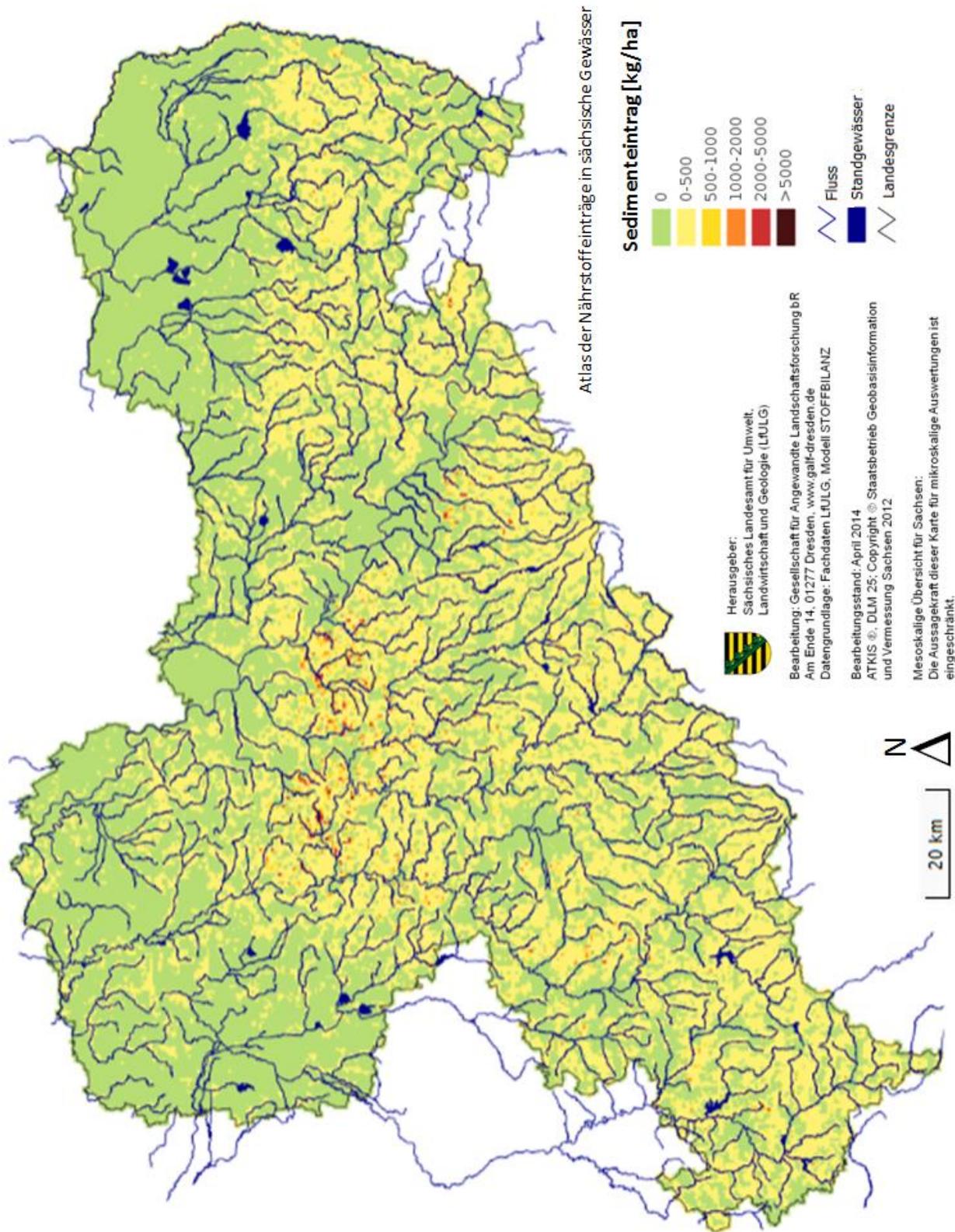


Abbildung 14: Modellerte mittlere jährliche Sedimenteinträge, Zeitschnitt 2012

4.3 Simulierte Phosphoreinträge

4.3.1 P-Emissionen aus diffusen Quellen

Einen Überblick über die gelösten und partikelgebundenen P-Einträge und die sich summarisch ergebenden diffusen P-Gesamtemissionen geben Abbildung 15 bis Abbildung 19. Für das sächsische Territorium beträgt die Summe aller diffusen P-Einträge 507 t/a (2012). Einen Überblick über die prozentualen Anteile und die mittleren jährlichen Einträge ist aus Abbildung 15 und Tabelle 11 ersichtlich.

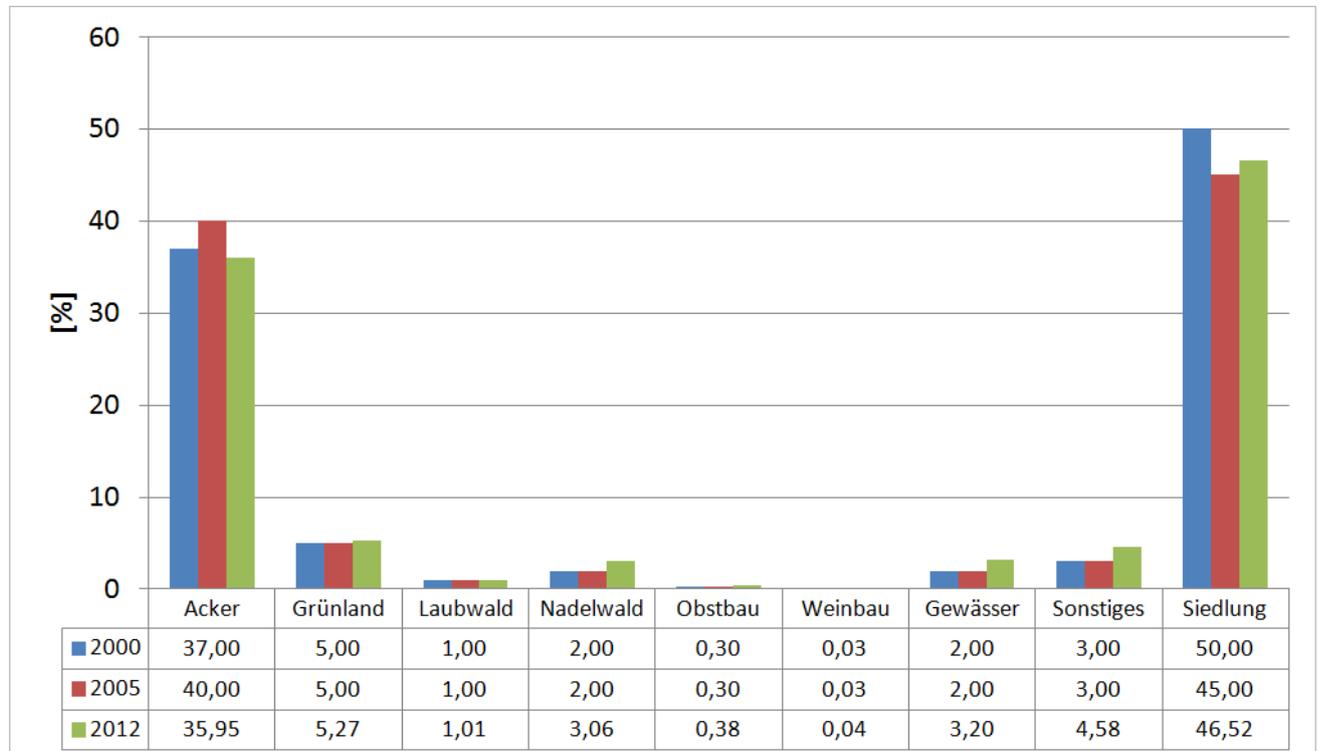


Abbildung 15: Anteile der Hauptnutzungsformen am diffusen P-Eintrag in Sachsen für die drei Zeitschnitte

Tabelle 11: Nutzungsbezogene diffuse P-Einträge für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012

Hauptnutzungsform	Σ 2000 [t/a]	Ø 2000 [kg/ha/a]	Σ 2005 [t/a]	Ø 2005 [kg/ha/a]	Σ 2012 [t/a]	Ø 2012 [kg/ha/a]
Acker	283	0,38	276	0,37	182	0,25
Grünland	35	0,16	35	0,16	27	0,12
Obstbau	2	0,39	2	0,39	2	0,38
Weinbau	0,2	0,94	0,2	0,94	0,2	0,98
Laubwald	5	0,04	5	0,04	5	0,04
Nadelwald	16	0,04	16	0,04	16	0,03
Siedlung	384	1,63	309	1,31	236	0,97
Gewässer	16	0,40	16	0,40	16	0,40
Sonstiges	24	0,50	24	0,50	23	0,50
Summe	765	-	683	-	507	-

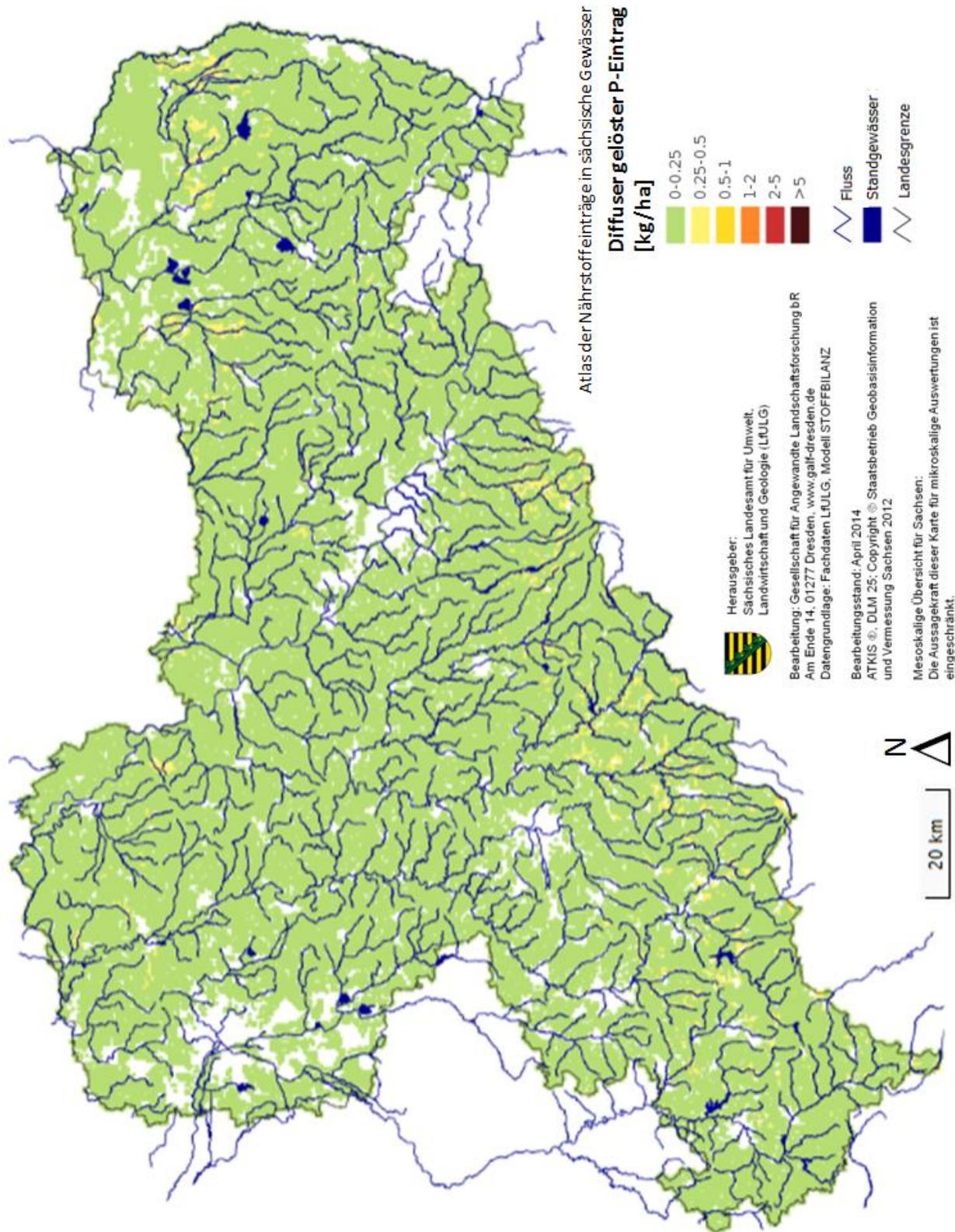


Abbildung 16: Modellerte diffuse gelöste P-Einträge, Zeitschnitt 2012

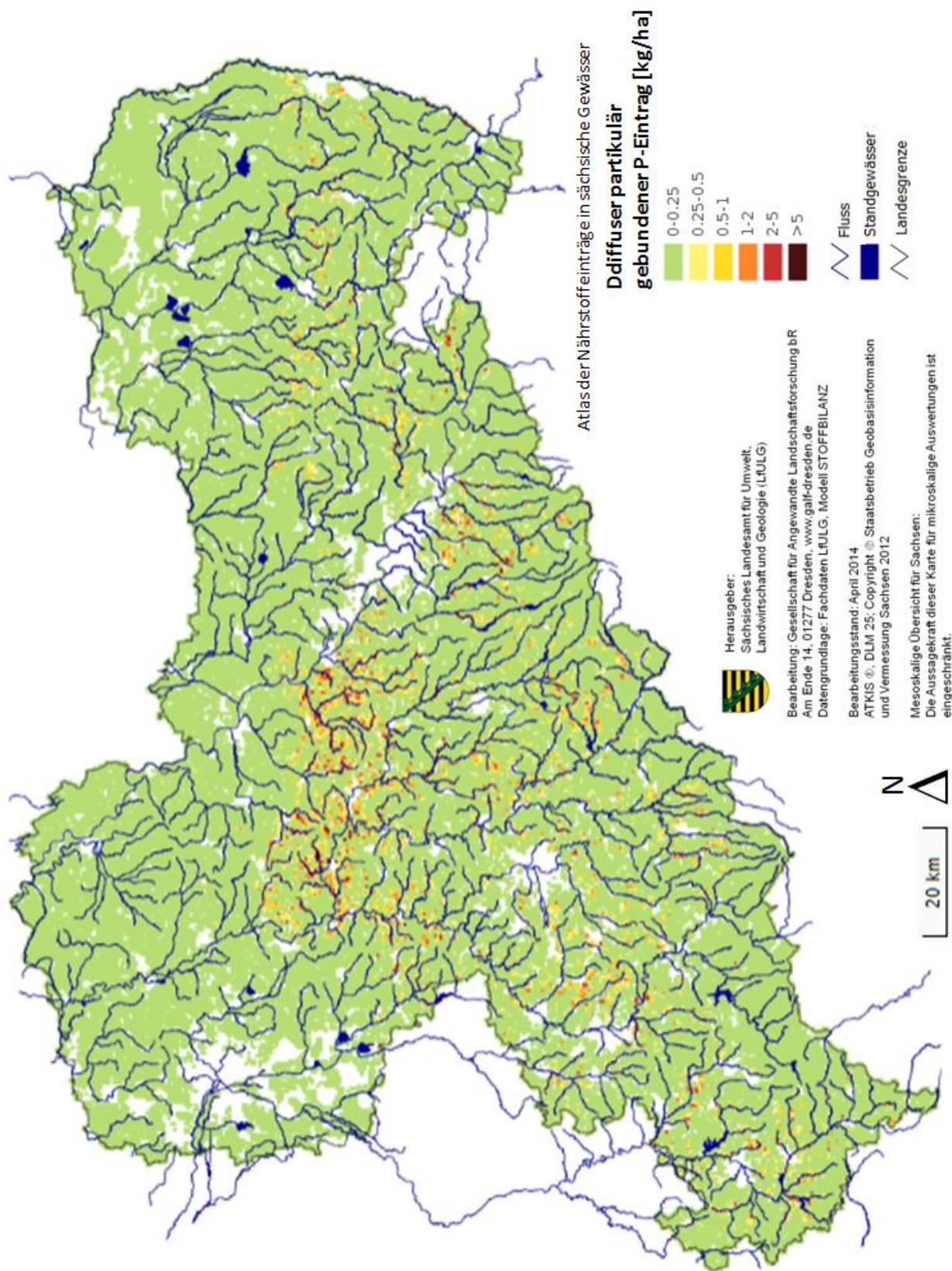


Abbildung 17: Modellerte diffuse partikulär gebundene P-Einträge, Zeitschnitt 2012

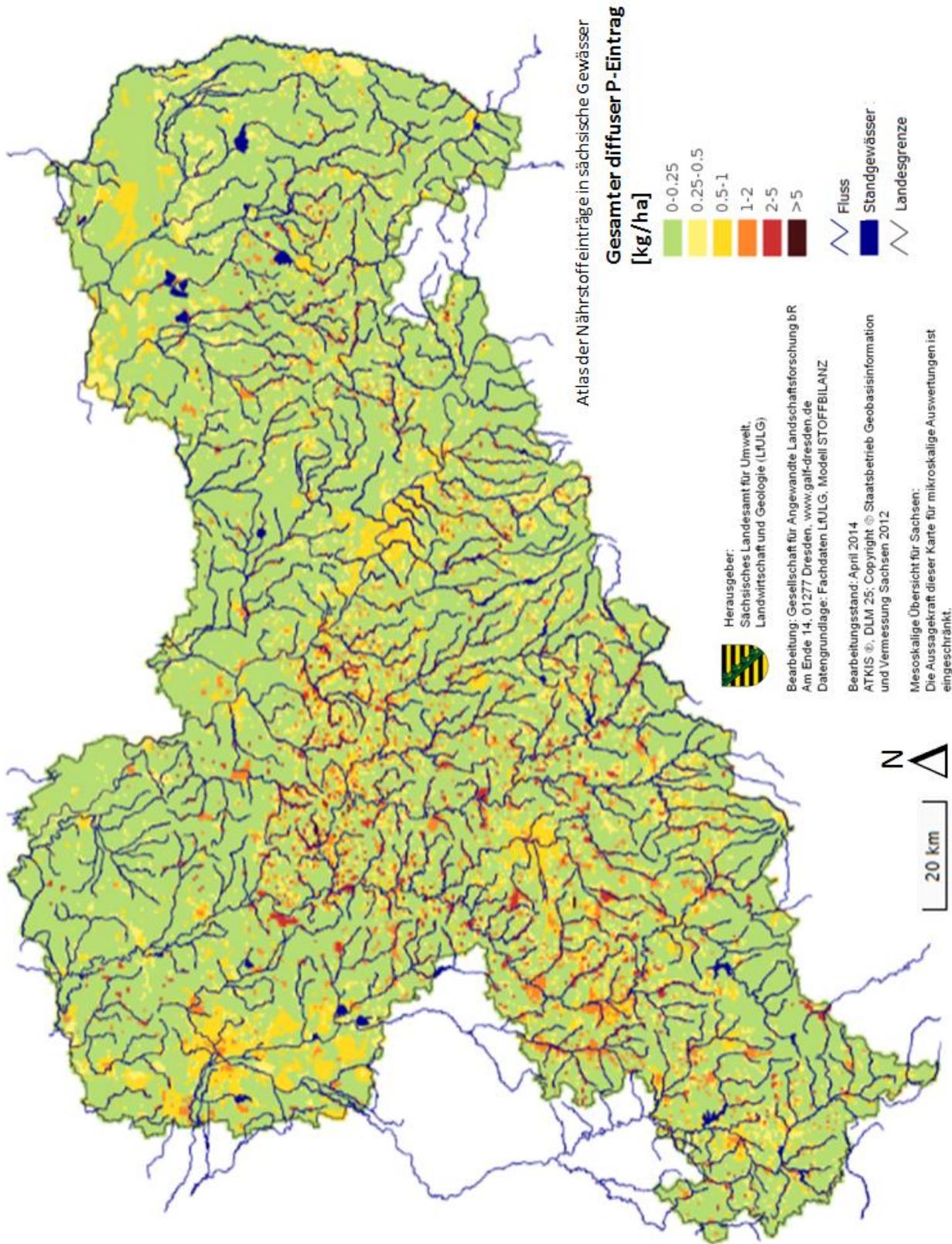


Abbildung 18: Summe der modellierten diffusen gelösten und partikelgebundenen P-Einträge, Zeitschnitt 2012

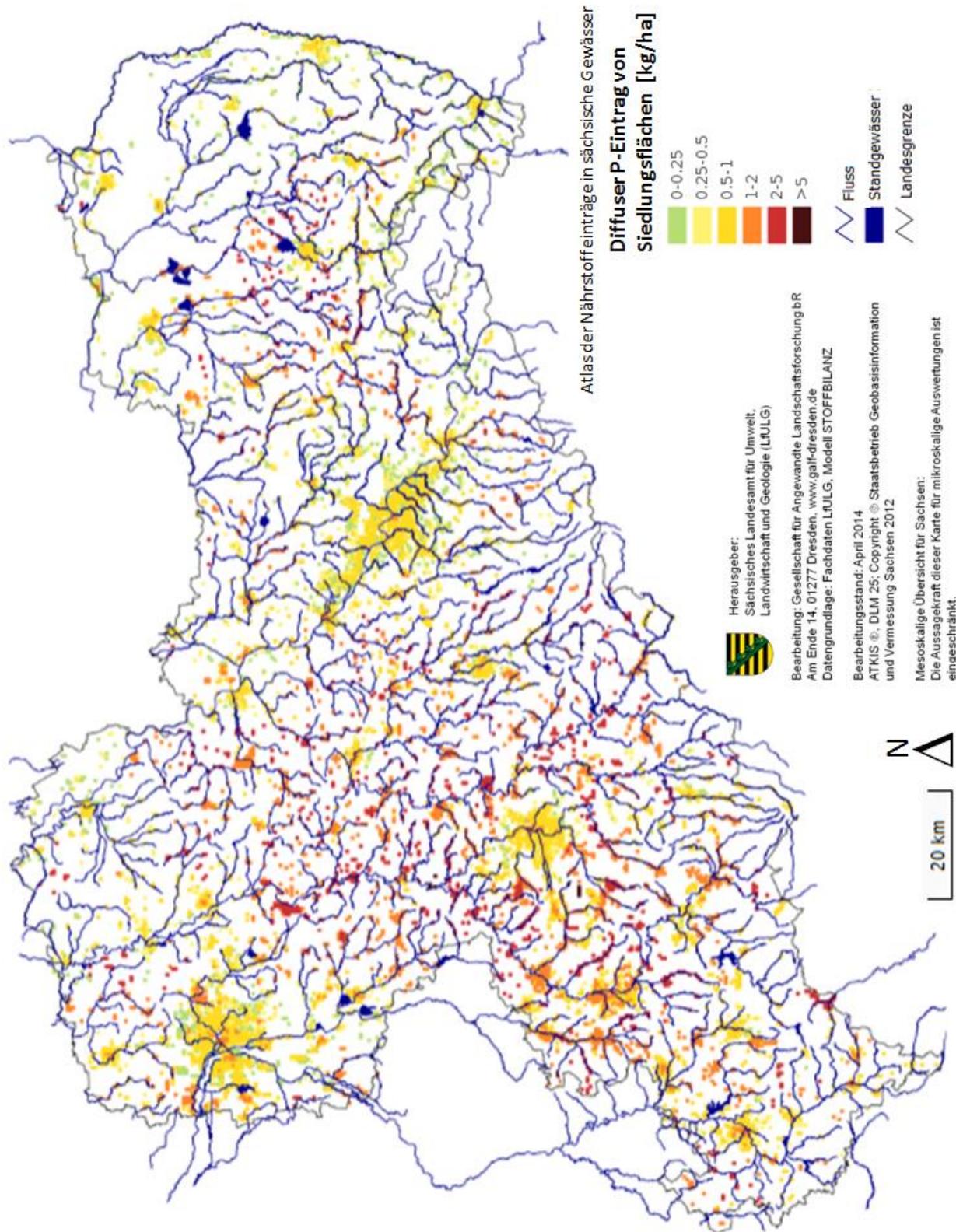


Abbildung 19: Modellerte diffuse P-Einträge von Siedlungsflächen, Zeitschnitt 2012

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.

Tabelle 12: Diffuse P-Einträge von versiegelten Flächen für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012

Jahr	2000 [t/a]	2005 [t/a]	2012 [t/a]
Regenwasserkanal	72	72	73
Ohne Kanalanschluss	141	101	91
Bürgermeisterkanal	161	126	62
Summe	374	299	226

Die wesentlichen Quellen für die diffusen P-Einträge sind Ackerflächen und Siedlungsgebiete (Tabelle 11). Die Abnahme der diffusen P-Einträge von 2000 zu 2012 ist zum einen durch die deutliche Zunahme und räumlich differenziertere Einbeziehung konservierender Bodenbearbeitung und den dadurch rückläufigen partikelgebundenen P-Eintrag bedingt. Zum anderen wirken sich die umgesetzten Maßnahmen im Siedlungsbereich aus, wo die höheren Anschlussgrade an die kommunalen Kläranlagen und der realisierte höhere Stand der Technik bei den dezentralen Einleitern positive Effekte bringen.

Mit 49 % entstammen im Bilanzzeitschnitt 2012 noch knapp die Hälfte der diffusen Einträge aus der Naturraumregion Sächsisches Lössgebiet. Die sächsischen Mittelgebirge tragen mit 37 % und die Sächsische Heide- und Teichlandschaft mit 14 % bei. Die leichte prozentuale Zunahme im Tiefland ist auf Veränderungen bei der Einbeziehung der Dränflächen und der zu Grunde liegenden Frachtberechnung zurückzuführen. Abbildung 20 zeigt die Anteile für die drei Naturraumregionen im Vergleich der Berechnungszeiträume 2005, 2000 und 2012.

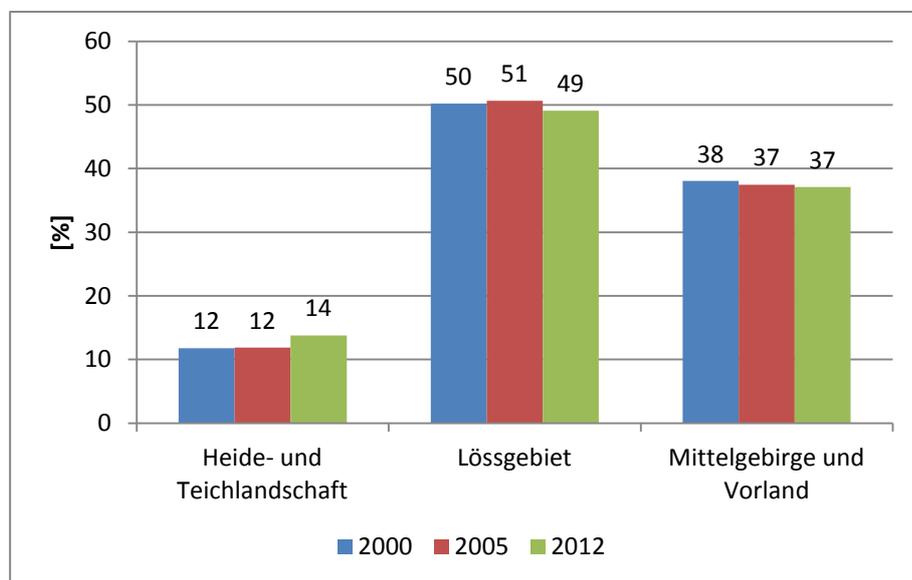


Abbildung 20: Anteile der Naturräume am gesamten diffusen P-Eintrag in Sachsen für die drei Zeitschnitte

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 36 % tragen die Ackerflächen in Sachsen zur diffusen P-Belastung der Gewässer bei. Dabei sind die Anteile von partikulär gebundenem und gelöst transportiertem P je nach Naturraumregion unterschiedlich (Tabelle 13 und

Tabelle 14). Die Veränderungen des gelösten P-Eintrages 2012 sind vor allem auf die modifizierte Einbeziehung der Dränflächen und der zu Grunde liegenden Frachtberechnung zurückzuführen.

Tabelle 13: Partikulär gebundene und gelöste P-Einträge von Ackerflächen [t/a] für die drei Zeitschnitte

Naturräume	Part. P-Eintrag 2000	Part. P-Eintrag 2005	Part. P-Eintrag 2012	Gel. P-Eintrag 2000	Gel. P-Eintrag 2005	Gel. P-Eintrag 2012
Heide- und Teichlandschaft	3,8	3,5	2,5	13,1	13,4	28,7
Lössgebiet	88,8	78,5	65,5	76,7	84,5	40,4
Mittelgebirge und Vorland	58,8	51,7	44,1	37,5	40,0	43,2
Sachsen	151,4	133,7	112,1	127,3	137,9	112,3

Tabelle 14: Anteile partikelgebundener und gelöster P-Einträge von Ackerflächen [%] für die drei Zeitschnitte

Naturräume	Part. P-Eintrag 2000	Part. P-Eintrag 2005	Part. P-Eintrag 2012	Gel. P-Eintrag 2000	Gel. P-Eintrag 2005	Gel. P-Eintrag 2012
Heide- und Teichlandschaft	22	21	13	78	79	92
Lössgebiet	54	48	52	46	52	38
Mittelgebirge und Vorland	61	56	48	39	44	49
Sachsen	54	49	47	46	51	50

Im Sächsischen Lössgebiet und im Mittelgebirge ergibt sich auf Ackerflächen eine Verschiebung des diffusen P-Eintrages vom partikelgebundenen hin zum gelösten P-Eintrag von 2000 zu 2012, wobei die Reduzierung des partikulären Anteils die Folge der Erhöhung der Anteile konservierend bearbeiteter Ackerflächen sein dürfte. In der Heide- und Teichlandschaft dominieren erwartungsgemäß die gelösten Frachten. Naturräumlich differenziert gestaltet sich auch die Aufteilung der gelösten Frachten auf die einzelnen Abflusspfade (Abbildung 21). Im sächsischen Tiefland dominiert der Austrag über das Grundwasser und den Dränabfluss, während im Lössgebiet der Dränpfad die größte Bedeutung besitzt. Der Anteil des Eintrages über den Oberflächenabfluss steigt vom Tiefland zum Mittelgebirge an. Der Oberflächenabfluss enthält hierbei auch den Abfluss von der versiegelten Fläche. Die unterschiedlichen gelösten P-Einträge je Eintragspfad beruhen insbesondere auf den eingesetzten P-Konzentrationen in Tabelle 7 bis

Tabelle 9. Es handelt sich hierbei nur um grobe Schätzwerte, die in zukünftigen Weiterentwicklungen verbessert werden sollten (siehe Kap. 3.4.2). Im Vergleich von 2012 zu 2000 bzw. 2005 zeigt sich vor allem eine Verschiebung hin zum Eintrag über den Dränabfluss in der Heide- und Teichlandschaft. Dies ist bedingt durch die grundsätzliche Neuordnung der Dränflächenanteile 2012 gemäß STEININGER et al. (2013). Weiterhin ergeben sich methodisch bedingte Auswirkungen durch die modifizierte Abschätzung der Dränkonzentrationen auf Acker- und Grünlandflächen in den Wirtschaftsgebieten, die bisher so nicht erfolgt ist. Die modellierten

Frachten im Dränabfluss werden sowohl in ihrer Größenordnung als auch hinsichtlich ihrer regionalen Verteilung von den Untersuchungsergebnissen in STEININGER et al. (2013) bestätigt.

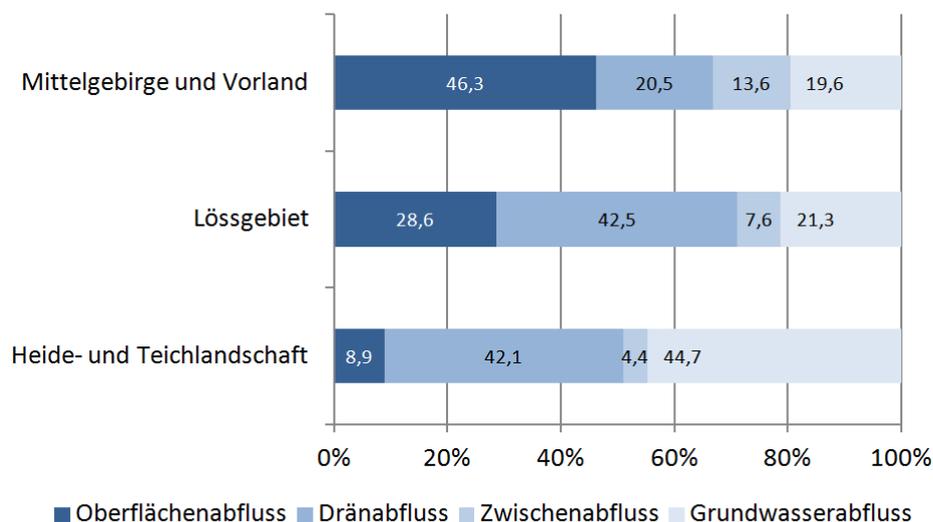


Abbildung 21: Anteile der gelösten P-Frachten von Ackerflächen je Abflusspfad und Naturraum für Zeitschnitt 2012

4.3.2 P-Emissionen aus Punktquellen

Abbildung 22 stellt die P-Einträge über kommunale und industrielle Kläranlagen für die OWK in Sachsen dar. Tabelle 15 zeigt für die Berechnungszeiträume 2000 bis 2012 zusammenfassend für Sachsen die P-Einträge aus Punktquellen (LfUG 2004, 2007, SMUL 2006, Daten des LfULG). Die Berücksichtigung punktueller Quellen im Siedlungsbereich für 2012 beruht insbesondere auf den vom LfULG bereitgestellten aktualisierten Daten (Datenstand: 2012) zu Kläranlagen, die wiederum auf Zuarbeiten der Landesdirektion, der unteren Wasserbehörden der Landkreise und kreisfreien Städte sowie beteiligter Aufgabenträger aufbauen.

Hinsichtlich des Bereichs der zentralen Kläranlagen wird in Abstimmung mit dem LfULG angenommen, dass diese gemäß Datenstand 2012 im Grundsatz dem Stand der Technik entsprechen. Gemäß übergebener Daten beziffern sich die N- bzw. P-Frachten aus Kläranlagen für 2012 gemäß Tabelle 15. Zum Vergleich sind hier auch die Werte der Berechnungszeiträume 2000 bzw. 2005 enthalten (siehe auch HALBFAß et al. 2009).

Tabelle 15: TP-Einträge² [kg/a] aus Punktquellen in Sachsen für die drei Zeitschnitte

Zentrale Kläranlagen	2000	2005	2012
Industrielle Kläranlagen	13.947	30.632	11.903
Kommunale Kläranlagen	462.100	402.959	354.393
Summe	476.047	433.591	366.296

² Quelle HALBFAß et al. (2009), Daten des AG, Stand 03/2014

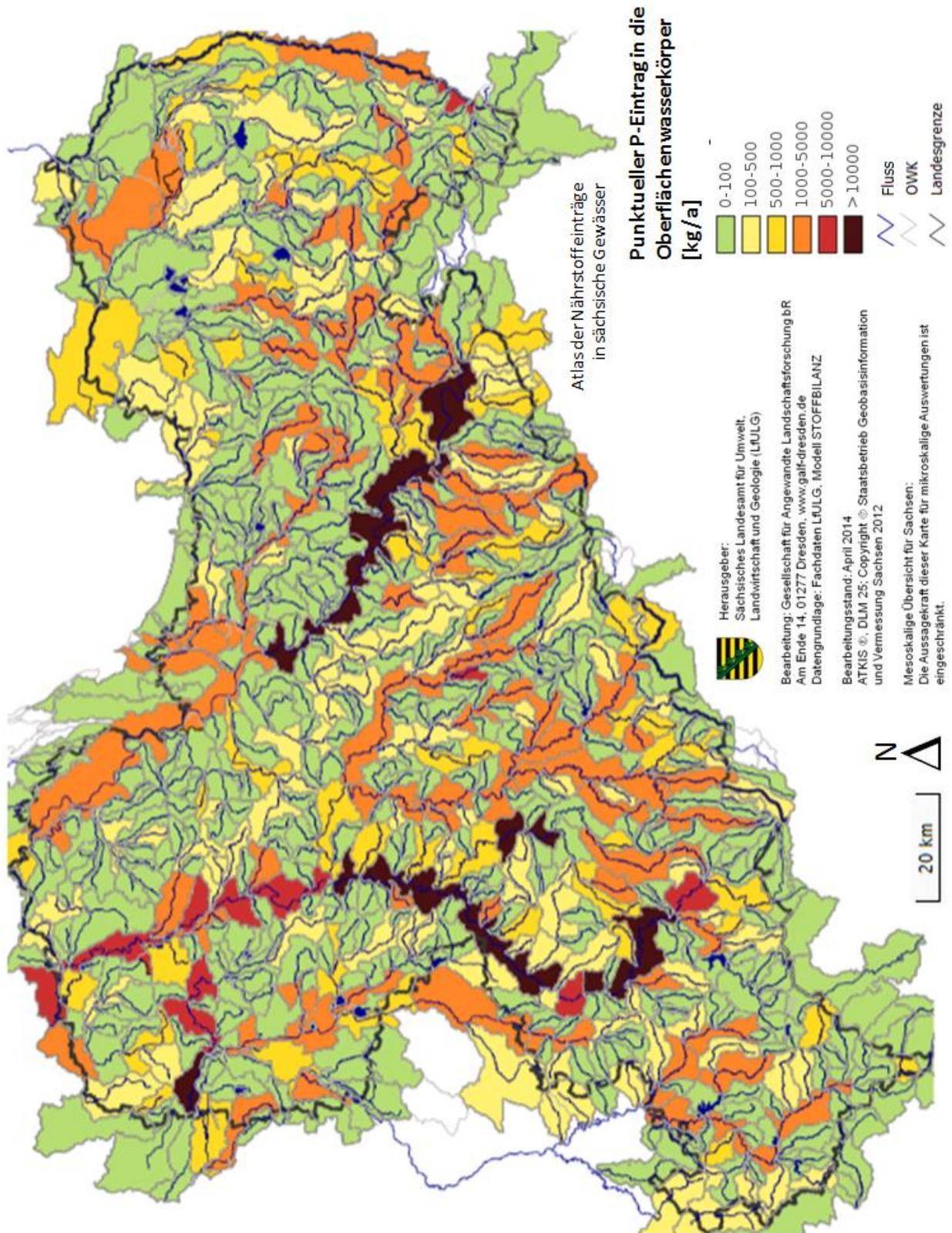


Abbildung 22: Punktuelle P-Einträge für die Oberflächenwasserkörper in Sachsen, Bilanzzeitschnitt 2012

Gegenüber dem Status 2000 bzw. 2005 ergibt sich im Bilanzzeitschnitt 2012 damit eine deutliche Minderung der P-Einträge.

4.3.3 Gesamtemissionen in die Oberflächengewässer

Die modellierten Einträge von P aus punktuellen und diffusen Quellen in Sachsen betragen für den Bilanzzeit-schnitt 2012 in der Summe 873 t/a (Tabelle 16). Dabei entfallen 42 % der Einträge auf punktuelle Quellen und 58 % auf diffuse Quellen. Dies entspricht auch der Prozentverteilung in 2000 bzw. 2005. Der Rückgang der Einträge um 243 t/a (2005) bzw. 368 t/a (2000) erfolgt durch die Reduzierung der Einträge aus Punktquellen (67 bzw. 109 t/a) und die Verminderung der Einträge aus diffusen Quellen (176 bzw. 259 t/a).

Tabelle 16: Gesamte P-Emissionen für die Zeitschnitte 2000, 2005 und 2012

	2000 [t/a]	2005 [t/a]	2012 [t/a]
Diffuse Quellen	766	683	507
Punktquellen	476	434	366
Summe	1.242	1.117	873

4.3.4 Immissionsmodellierung

Ausgangspunkt für die Abschätzung der P-Frachten je OWK unter Berücksichtigung der P-Retention während der Abflusspassage im Oberflächengewässer bis hin zur Messstelle (Rooting) sind die modellierten diffusen und punktuellen P-Einträge (vgl. Abbildung 18 und Abbildung 22). Die über den Zufluss der Elbe bzw. der Lausitzer Neiße nach Sachsen eingetragenen tschechischen Frachten wurden anhand der Messstelle OBF00200 (Schmilka/Elbe) bzw. OBF16800 (Dreiländereck/Lausitzer Neiße) berechnet. Nach Ableitung der Retention gemäß der oben beschriebenen Methodik der Frachtberechnung ergibt sich an der Mehrzahl der einbezogenen Validierungsmessstellen (Messreihe 2007 bis 2012, siehe Kap. 4.1) im Vergleich mit den modellierten Immissionen (Eintrag abzüglich Retention) eine gute Übereinstimmung (Abbildung 23).

Bei der Berechnung des Bestimmtheitsmaßes wurden die Beschaffenheitsmessstellen OBF01800 (Elbe-1), OBF02810 (Elbe-2) und OBF47600 (Mulde-7) nicht einbezogen, um eine Übergewichtung von R^2 in der Statistik aufgrund der dort realisierten überproportional hohen Frachten zu vermeiden. Im Vergleich der an diesen Messstellen simulierten Frachten mit den Messungen zeigt sich allerdings eine sehr gute Übereinstimmung. Von den gemessenen 1.900 t P/a werden 1.845 t P/a für den EZG-Auslass von Elbe-1 simuliert, wobei die gemessenen Frachten aus Elbe-0 aufaddiert wurden. Am Auslass von Elbe-2 finden sich simulierte 1.885 t P/a im Vergleich zu gemessenen 1.778 t P/a wieder. Bezogen auf den Elbeschlauch werden die Frachten damit um 5,7 % überschätzt. In den kleineren Flussgebieten ist dagegen eher eine Tendenz zu einer leichten Unterschätzung der Frachten zu beobachten (siehe Abbildung 23). 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.

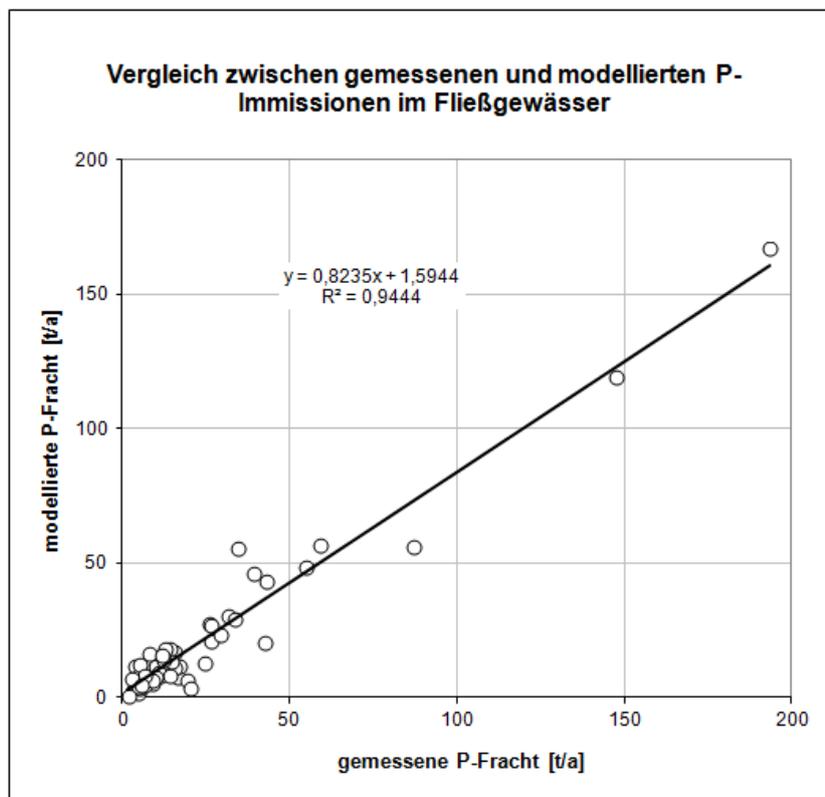


Abbildung 23: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen P-Immissionen für den Bilanzzeit-schnitt 2012

Tabelle 17: Modellierte P-Emissionen und modellierte P-Immissionen für Bilanzzeitschnitt 2012³ im Vergleich

Messstellen-Nr.	OWK-Nr.	OWK-Name	P-Emission [t/a]	P-Immission [t/a]	Retention [%]	Frachtberechnung aus Messung [t/a]
OBF 01800	DESN_5-1	Elbe-1	159,4	157,8	1,0	-
OBF 02810	DESN_5-2	Elbe-2	200,5	197,7	1,6	-
OBF 08110	DESN_53718-2	Müglitz-2	11,6	11,6	0	10,1
OBF 14700	DESN_53734-3	Jahna-3	9,0	9,0	0	5,3
OBF 15500	DESN_53736-3	Döllnitz-3	9,9	8,3	16	11,3
OBF 32300	DESN_542-5	Freiberger Mulde-5	145,9	119,6	18,0	147,5
OBF 38000	DESN_542686-2	Schwarze Pockau-2	6,2	6,2	0	5,7
OBF 39600	DESN_54-5	Mulde-5	58,1	57,0	1,9	59,2
OBF 47600	DESN_54-7	Mulde-7	358,1	330,6	7,7	351,3
OBF 50300	DESN_564-5	Weißer Elster- 5	37,7	26,8	28,9	26,6
OBF 25100	DESN_58248-4	Weißer Schöps	8,0	8,0	0	6,5
OBF 29600	DESN_5384-5	Große Röder-5	27,7	27,5		26,0

³ ohne Oberliegerfracht aus Gebieten außerhalb von Sachsen

Der langfristige P-Rückhalt in Sedimentationsräumen wurde für den Bilanzzeitschnitt 2012 nur für die Talsperreneinzugsgebiete als relevant angesehen, weil keine größeren Hochwässer und damit einhergehende langfristig relevante Sedimentablagerungen im Zeitraum 2007 bis 2012 aufgetreten sind. Anhand des direkten Vergleichs von Modellierung und Messung wird diese Annahme bestätigt. Die Retentionswerte sind somit vergleichsweise niedrig und schwanken je nach Einzugsgebiet von 0 bis ca. 29 %.

4.4 Simulierte Stickstoffeinträge

4.4.1 N-Emissionen aus diffusen Quellen

Der flächenbezogene Mittelwert für den diffusen N-Gesamteintrag liegt bei $16,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für 2012. Die prozentualen Anteile der diffusen N-Einträge je Hauptnutzungsform für 2012 im Vergleich zu den Berechnungszeiträumen 2000 bzw. 2005 zeigt Abbildung 24. Aus den Ackerflächen resultieren demnach 53 % des diffusen Gesamteintrages (16.292 von 30.644 t/a , siehe Abbildung 25). Auch die mittleren hektarbezogenen Einträge von Ackerflächen liegen am höchsten (Tabelle 18).

Tabelle 18: Nutzungsbezogene diffuse N-Einträge für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012

Wirtschaftsgebiet	2000 [kg/ha/a]	2005 [kg/ha/a]	2012 [kg/ha/a]
Acker	31,6	24,3	22,0
Grünland	8,9	9,1	8,3
Obstbau	11,3	11,3	10,1
Weinbau	11,2	11,2	10,6
Laubwald	8,9	8,9	9,4
Nadelwald	13,7	13,7	13,9
Siedlung	22,1	20,0	16,3
Gewässer	15,9	15,9	15,5
Sonstiges	7,7	7,7	6,9

Einen Überblick über die berechneten gelösten N-Austräge aus der Bodenzone für Zeitschnitt 2012 gibt Abbildung 26. Auf den Ackerflächen der Lössgebiete ergeben sich vor allem aufgrund der guten Ertragsituation relativ enge Bilanzsalden und damit vergleichsweise geringe N-Austräge, die denjenigen von 2005 ungefähr entsprechen. In den Heide- und Teichlandschaften nehmen die N-Austräge geringfügig, im Mittelgebirge und Vorland etwas deutlicher ab. Dies liegt u. a. an dem sich im Vergleich zu 2005 verengenden Verhältnis von Düngung zu Ertrag (höhere N-Effizienz in der Bewirtschaftungspraxis) und der geringer berechneten Nachlieferung im Mittelgebirge. Die Erhöhung der Flächenanteile mit Agrarumweltmaßnahmen (u. a. konservierende Bodenbearbeitung) wirkt sich im Mittelgebirge und Vorland etwas stärker aus. Aufgrund neu integrierter Basisgeometrien (z. B. BK 50 an Stelle der bisher verwendeten BÜK 200 zur Abbildung der Bodenverhältnisse, Dränflächen nach STEININGER et al. 2013) ergeben sich rasterbezogene Veränderungen bei wichtigen Modellgrößen, wie der Nachlieferung aus der organischen Bodensubstanz oder der Denitrifikation im Oberboden, die die Ergebnisse generell überprägen können. Insofern ist eine eindeutige Abnahme der N-Austräge auf Ackerflächen nicht zwangsläufig eine Folge der optimierten Bewirtschaftung, sondern kann auch ein Mix aus unterschiedlichen Antriebsgrößen sein.

Der aus der Bodenzone ausgetragene Stickstoff (N-Austrag, siehe oben) wird über die verschiedenen Abflusspfade verlagert und erreicht als gelöster N-Eintrag das Oberflächengewässer. Zu beachten ist dabei, dass Denitrifikationsverluste während der Grundwasserpassage in Abhängigkeit von der Verweilzeit und der Intensität der Denitrifikation zu einer Verringerung der eingetragenen Fracht (N-Eintrag) gegenüber dem N-Austrag führen. Abbildung 27 bis Abbildung 30 zeigen die modellierten rasterbezogenen, diffusen gelösten N-Einträge, partikulär gebundenen N-Einträge, diffusen Gesamteinträge und die diffusen Gesamteinträge von Siedlungsflächen in die Oberflächengewässer für den Zeitschnitt 2012. Der Anteil des diffusen partikulär gebundenen N-Eintrages in die Oberflächengewässer am gesamten diffusen N-Eintrag von Ackerflächen beträgt mit 99 t/a in 2012 weniger als 1 % am Gesamteintrag und ist somit nicht signifikant. Partikelgebundene Einträge treten vor allem im Lössgebiet und im Bergland auf Grund der höheren Erosionsraten auf (siehe Abbildung 28).

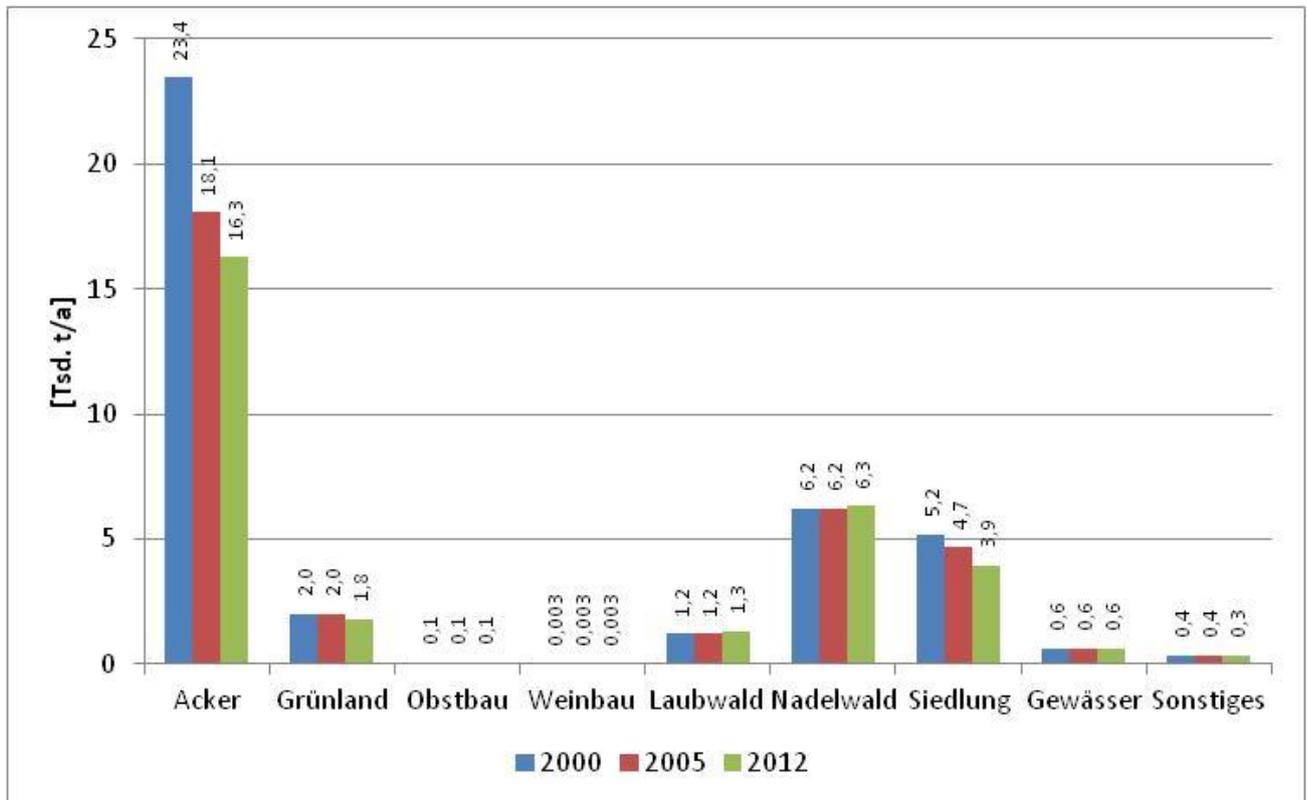


Abbildung 24: Nutzungsbezogene Summen für den diffusen N-Gesamteintrag für die Zeitschnitte 2000, 2005 und 2012

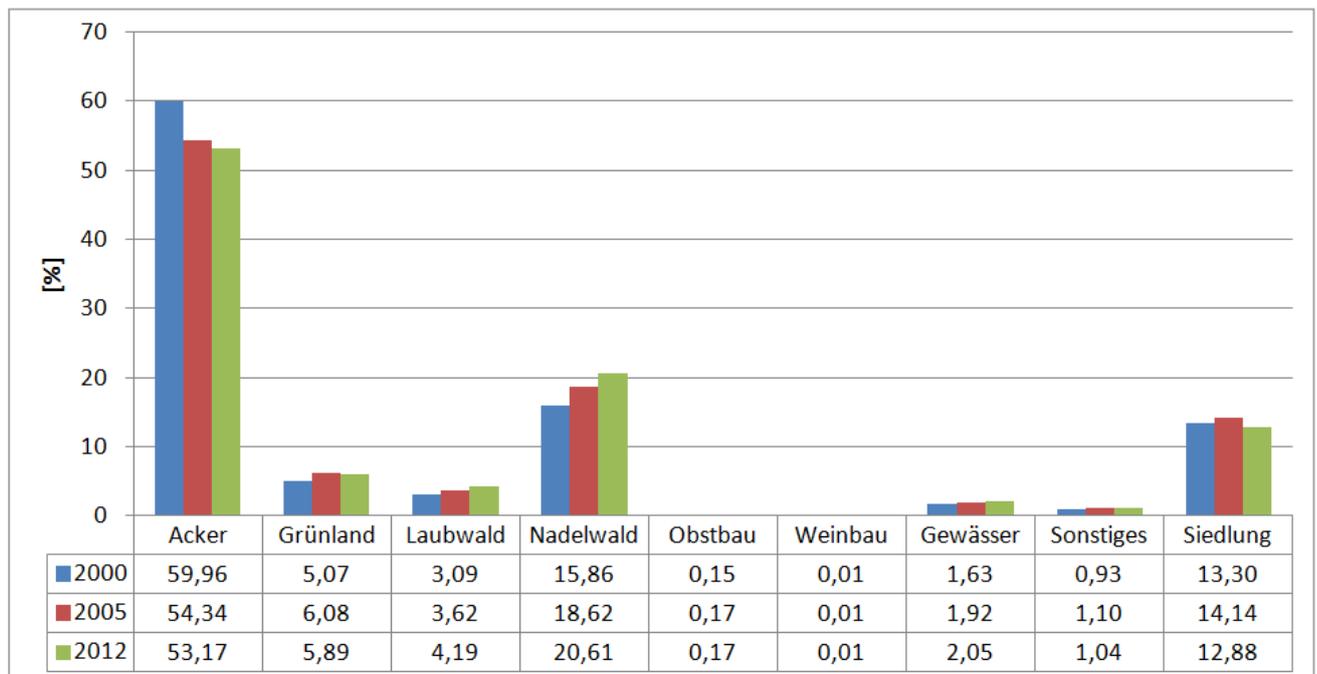


Abbildung 25: Anteile der Hauptnutzungsformen am diffusen N-Eintrag in Sachsen für die drei Zeitschnitte

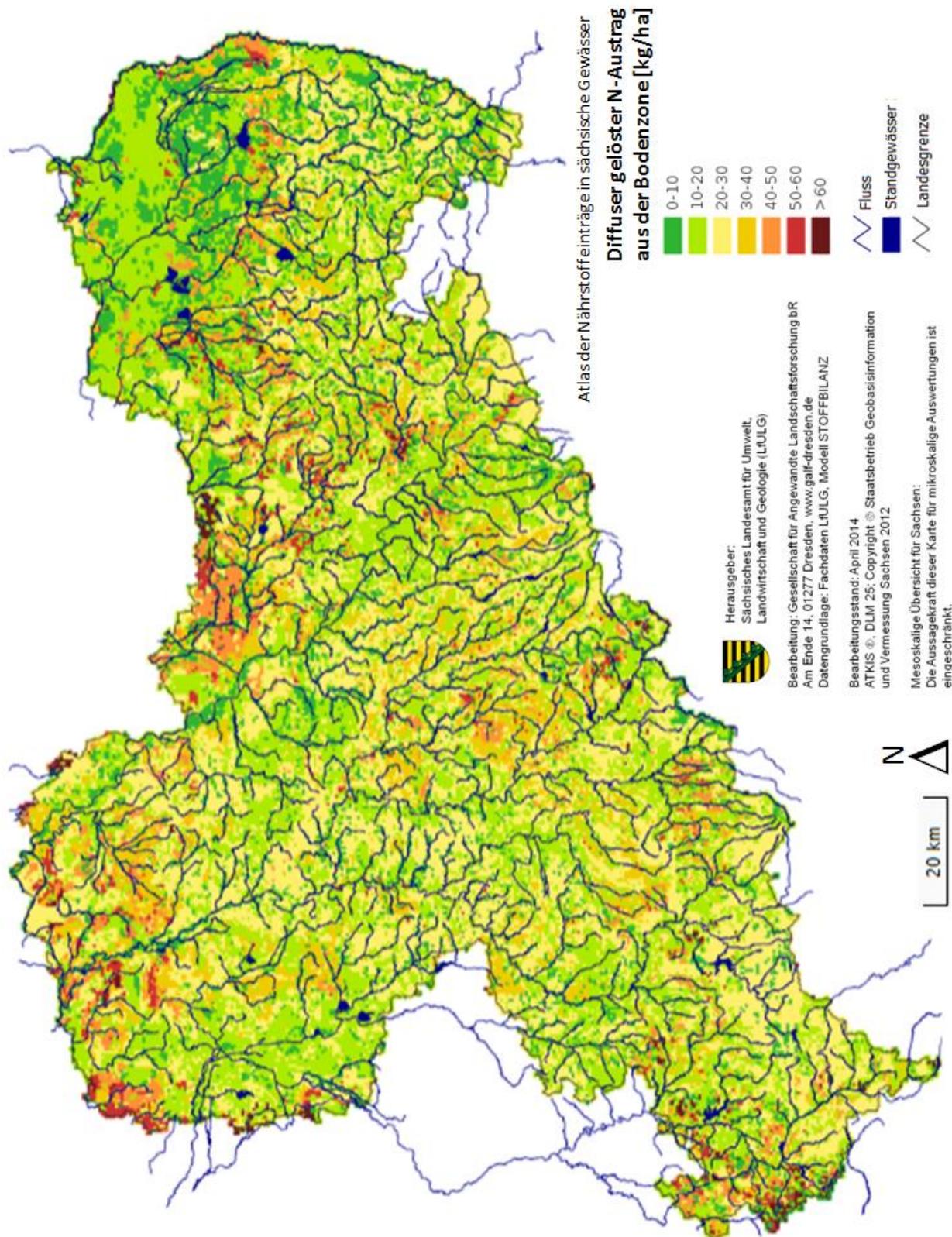


Abbildung 26: Modellerte diffuse gelöste N-Austräge aus der Bodenzone, Zeitschnitt 2012

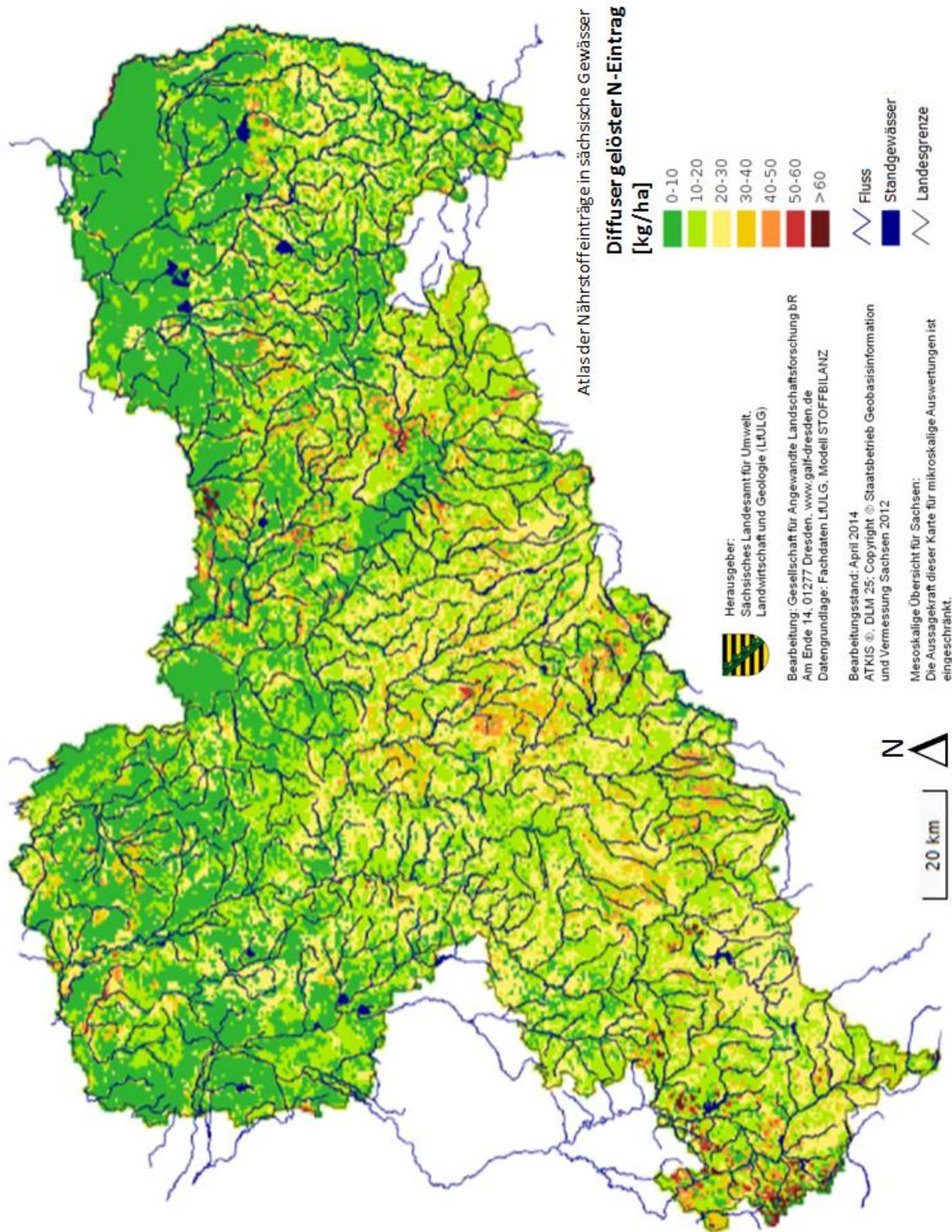


Abbildung 27: Modellerte diffuse gelöste N-Einträge, Zeitschnitt 2012

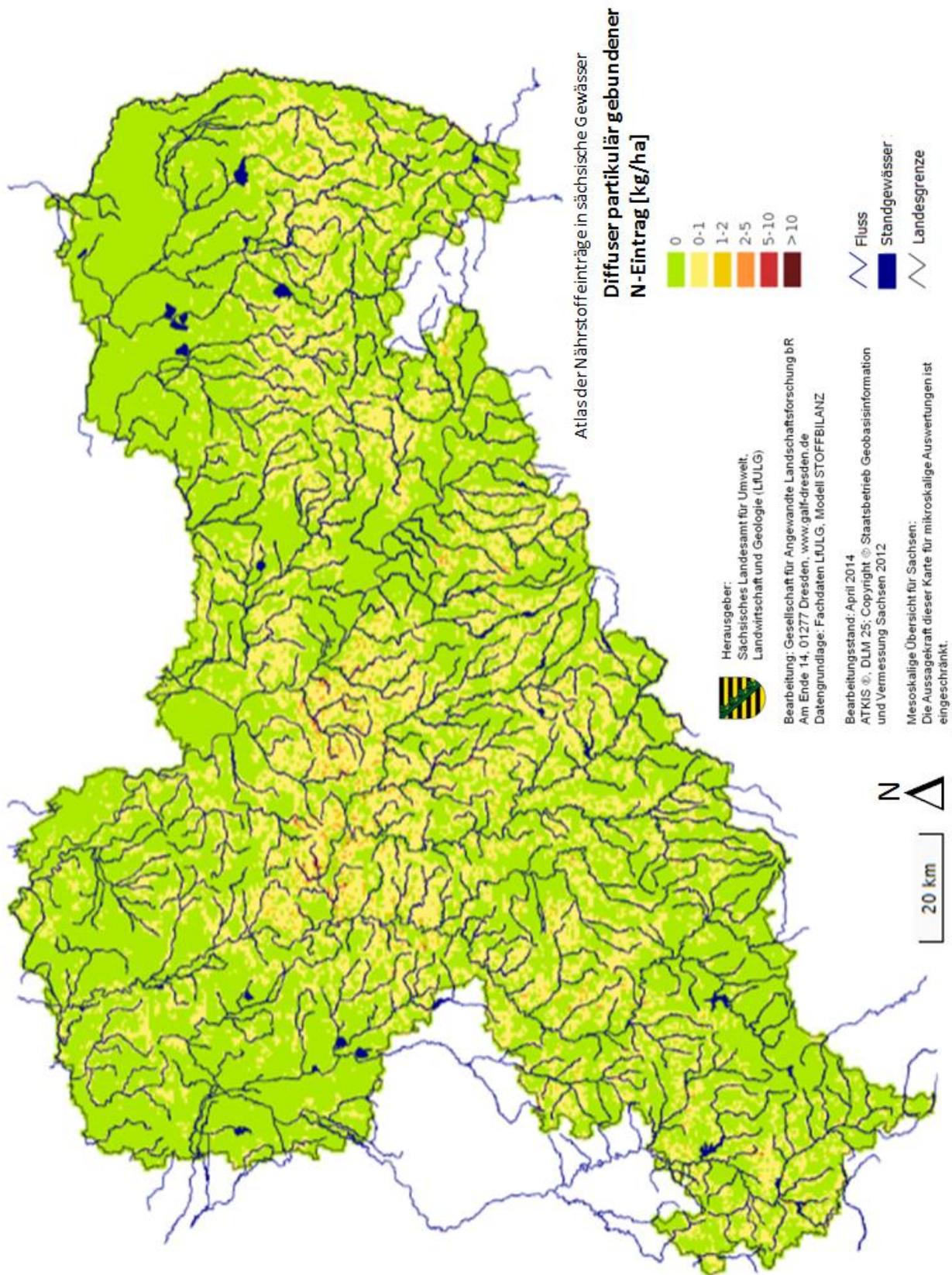


Abbildung 28: Modellerte diffuse partikuläre N-Einträge, Zeitschnitt 2012

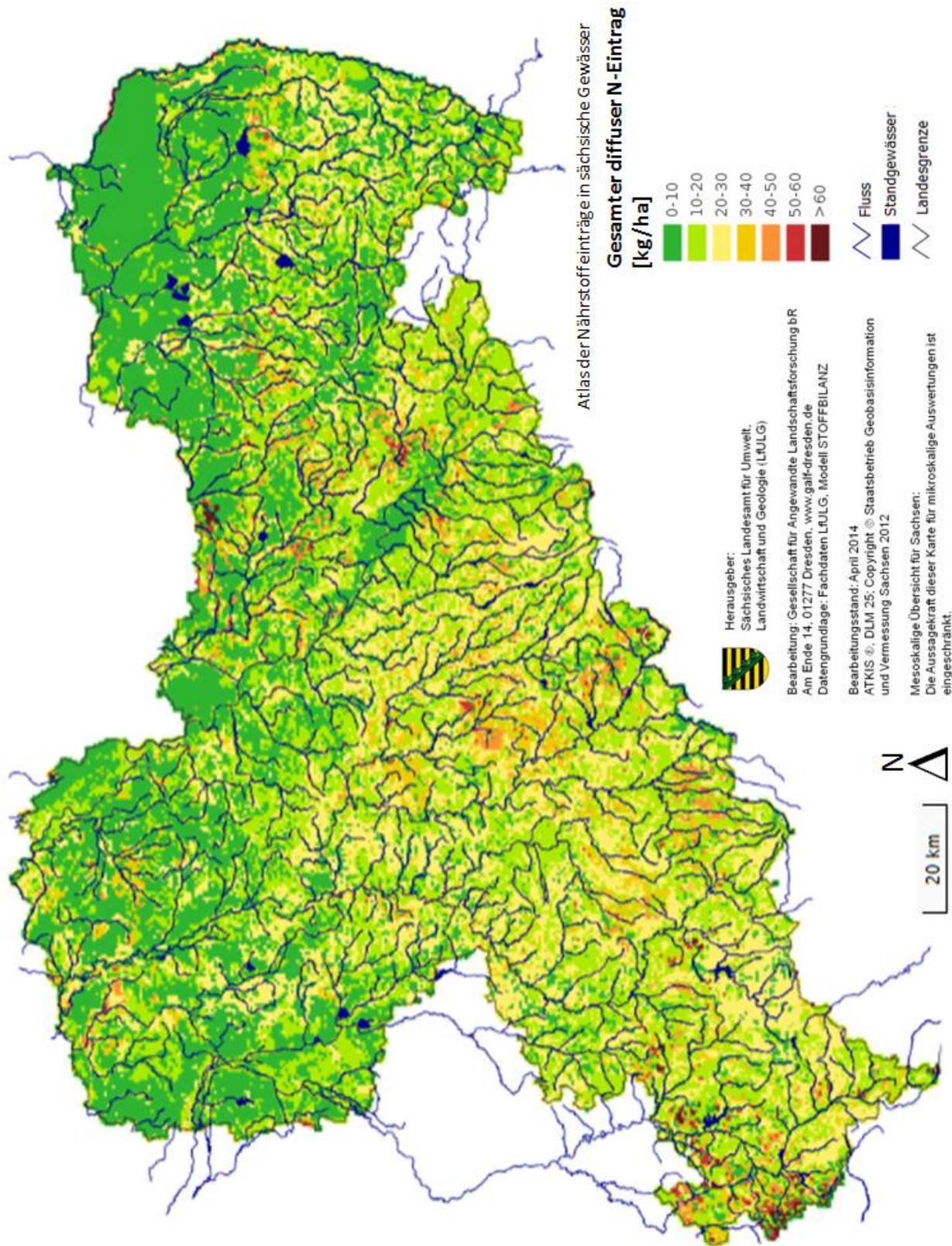


Abbildung 29: Modellerte diffuse N-Gesamteinträge (gelöst und partikulär gebunden), Zeitschnitt 2012

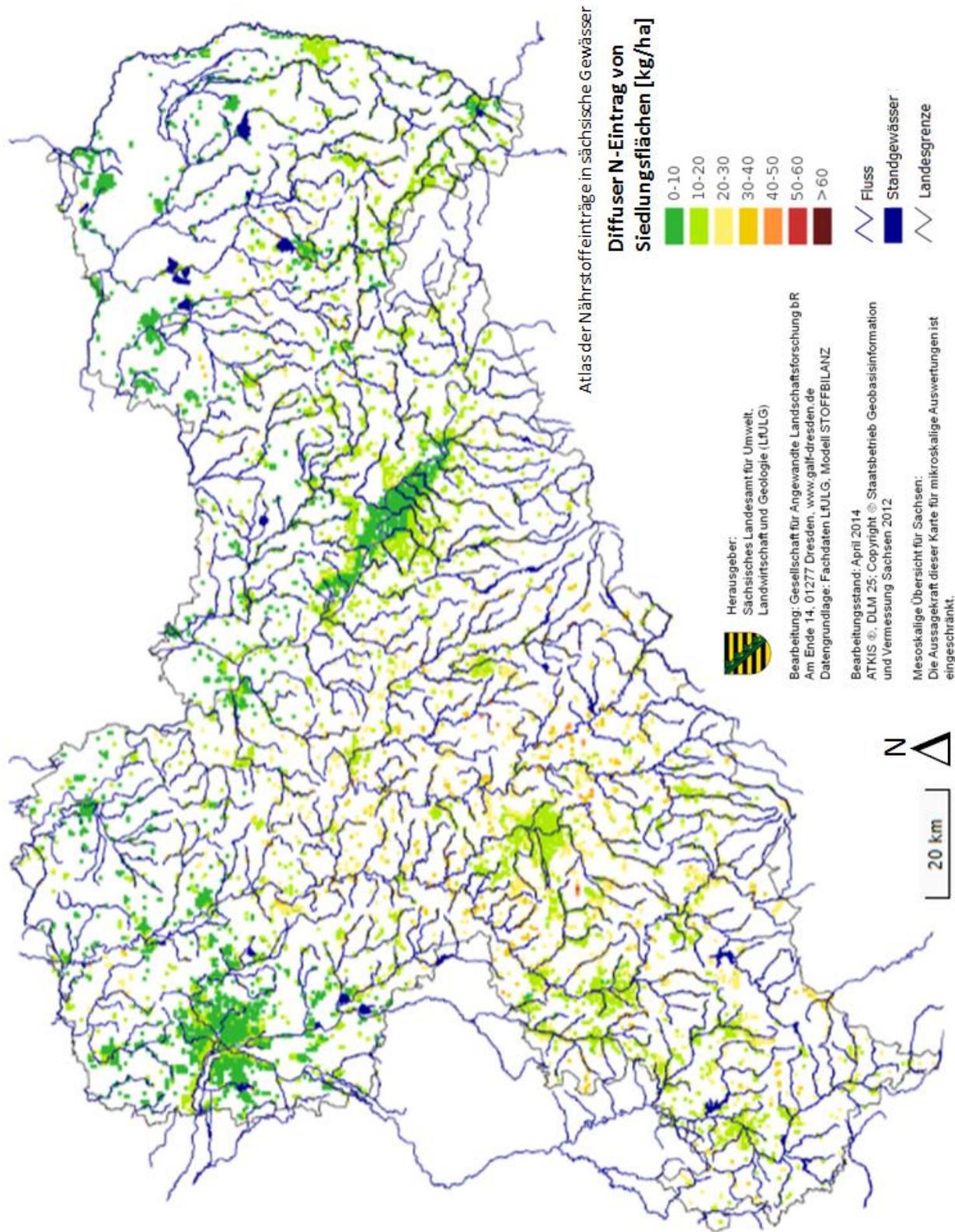


Abbildung 30: Modellerte diffuse N-Einträge von Siedlungsflächen, Zeitschnitt 2012

Die Generierung der diffusen N-Einträge über versiegelte Flächen unterscheidet zwischen den in Tabelle 19 angegebenen drei Pfaden.

Tabelle 19: Diffuse N-Einträge von versiegelten Flächen für die Bilanzzeitschnitte 2000, 2005 und 2012

Jahr	2000 [t/a]	2005 [t/a]	2012 [t/a]
Regenwasserkanal	230	230	233
Ohne Kanalanschluss	939	671	514
Bürgermeisterkanal	1.010	791	364
Summe	2.179	1.692	1.111

Abbildung 31 zeigt die über die verschiedenen Abflusspfade modellierten Eintragungssummen je Rasterzelle bezogen auf den Austragsort für Zeitschnitt 2012. Zu beachten ist dabei, dass sich im Norden Sachsens die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss auf Grund längerer Verweilzeiten und günstigerer Denitrifikationsbedingungen im Vergleich zu den übrigen Naturraumregionen am stärksten verringern. Dies hat auch einen vergleichsweise geringeren N-Eintrag in die Oberflächengewässer zur Folge. Für den Bilanzzeitschnitt 2012 entstammen 40 % der gesamten diffusen N-Einträge der Naturraumregion Sächsisches Lössgebiet. Die sächsischen Mittelgebirge tragen mit 43 % und die Sächsische Heide- und Teichlandschaft mit 16 % bei. Abbildung 31 zeigt die Anteile für die drei Naturraumregionen im Vergleich der Berechnungszeiträume 2005, 2000 und 2012.

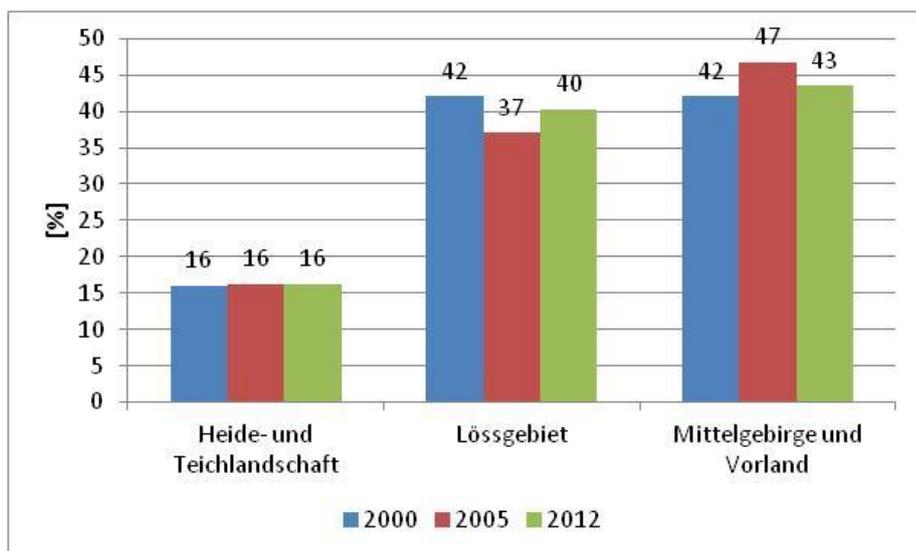


Abbildung 31: Anteile der Naturräume am gesamten diffusen N-Eintrag in Sachsen für die drei Zeitschnitte

Hinsichtlich der gelösten N-Einträge (Abbildung 27) ergibt sich im Vergleich zum Gesamteintrag (Abbildung 29) ein fast identisches Bild, weil die Verlagerung über den partikelgebundenen Eintragungspfad (Abbildung 28) nur sehr gering ausfällt. Eine Übersicht zu den diffusen gelösten N-Einträgen in das Grundwasser, bezogen auf die Grundwasserkörper, zeigt Abbildung 33 für den Bilanzzeitschnitt 2012.

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. Wie Abbildung 34 zeigt, verringern sich die N-Einträge ins Oberflächengewässer insbesondere in der Heide- und Teichlandschaft (Lockergesteinsbereich). Im Lössgebiet (Übergangsgebiete) und im Mittelgebirge und Vorland (Festgestein/Übergangsgebiete) ist dagegen von deutlich geringeren Verweilzeiten und Denitrifikationspotenzialen auszugehen. Hierbei ist zu beachten, dass Abbildung 34 die durch die Denitrifikation im Grundwasserleiter reduzierten Emissionswerte je Ausgangszelle nach Ablauf der errechneten Verweilzeit darstellt. Ziel ist dabei die Veranschaulichung, inwieweit ein rasterbezogener Eintrag in das Grundwasser auch zu einem Frachtübertritt in das Oberflächengewässer (nach Ablauf der Verweilzeit) beitragen wird. Ein direkter Vergleich mit Grundwassermesswerten ist somit nicht möglich.

Über den Grundwasserpfad erfolgen im Landesmittel ca. 28 % 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 Dränspenden und Oberflächenabflüsse sind im Sächsischen Lössgebiet am höchsten (siehe Abbildung 32). Der Oberflächenabfluss enthält hierbei auch den Abfluss von der versiegelten Fläche.

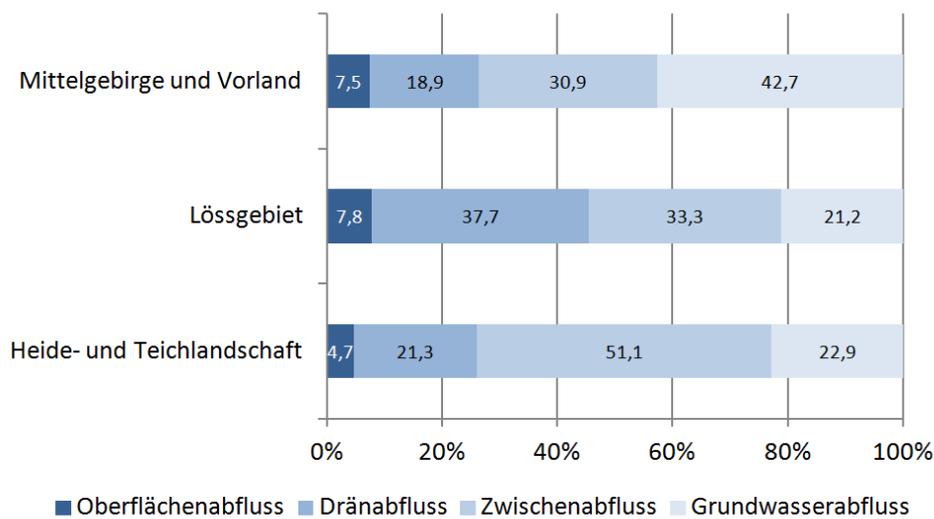


Abbildung 32: Anteile diffuser N-Einträge von Ackerflächen je Abflusspfad und Naturraum, Zeitschnitt 2012

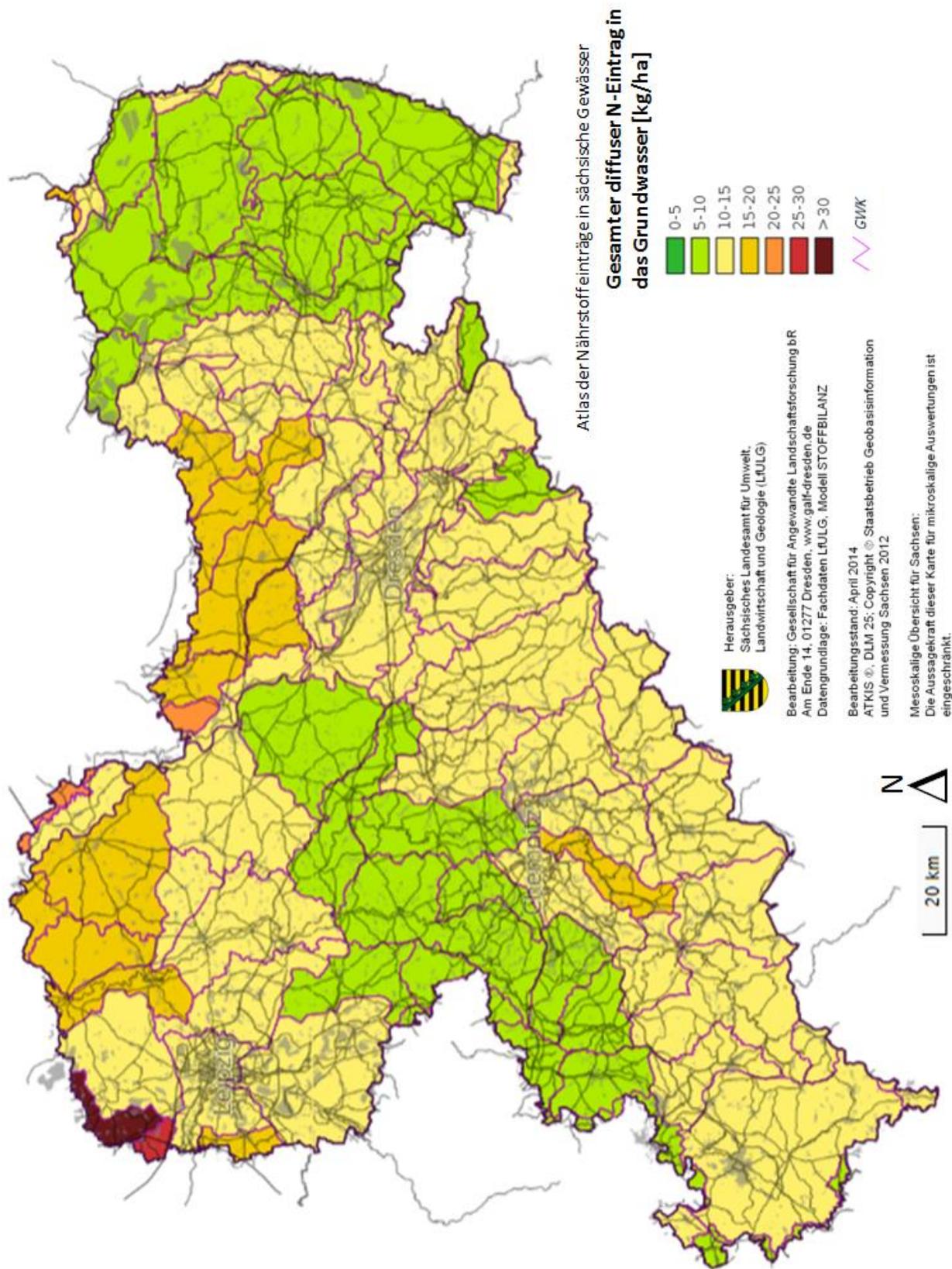


Abbildung 33: Modellerte diffuse N-Einträge in das Grundwasser, Zeitschnitt 2012

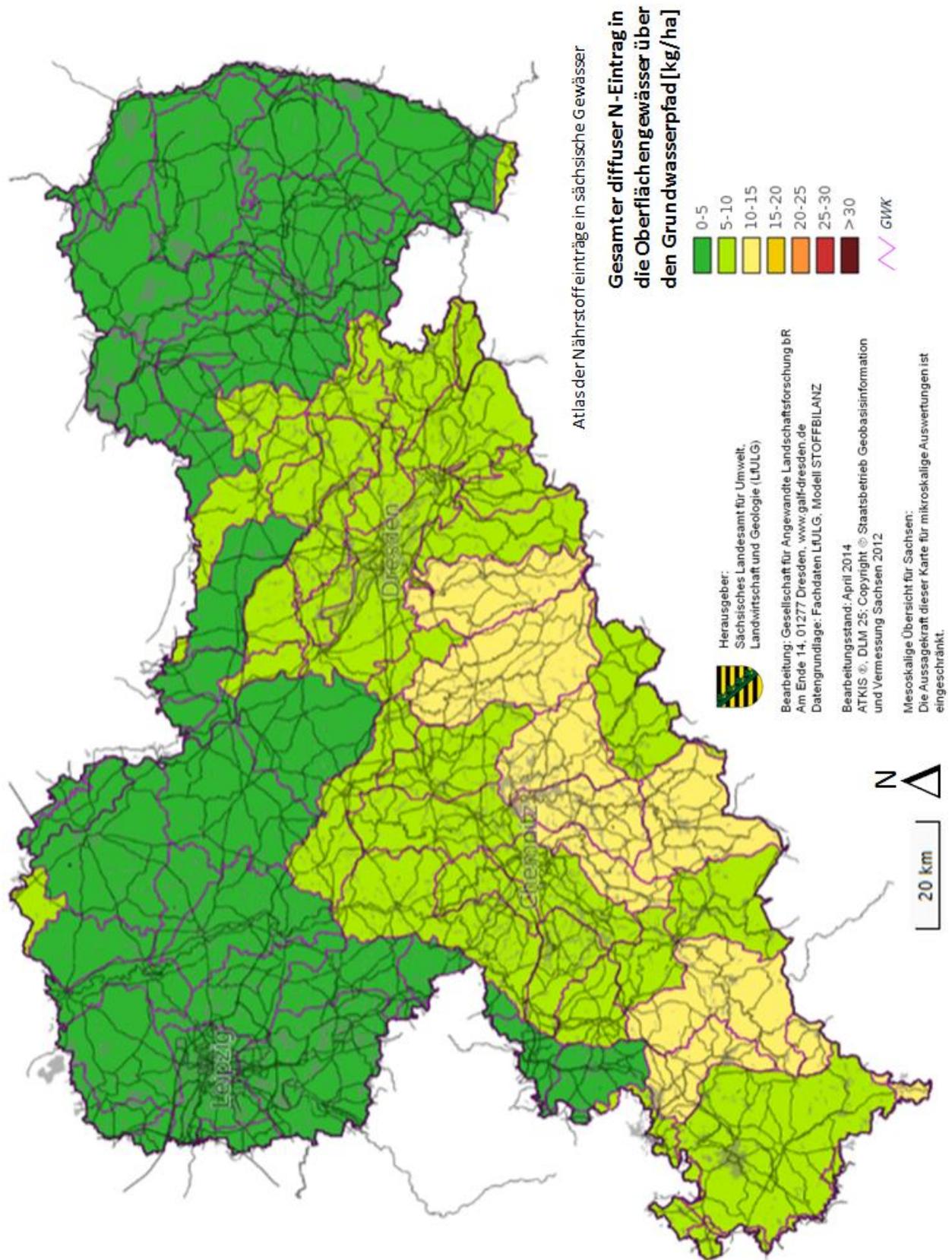


Abbildung 34: Modellerte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad, Zeitschnitt 2012

4.4.2 N-Emissionen aus Punktquellen

Die Berücksichtigung punktueller Quellen im Siedlungsbereich beruht insbesondere auf den vom LfULG bereitgestellten aktualisierten Daten (Datenstand: 2012) zu Kläranlagen, die wiederum auf Zuarbeiten der Landesdirektion, der unteren Wasserbehörden der Landkreise und kreisfreien Städte sowie beteiligter Aufgabenträger aufbauen.

Gemäß der übergebenen Daten beziffern sich die N- bzw. P-Frachten aus Kläranlagen für 2012 wie in Tabelle 20 dargestellt. Zum Vergleich sind hier auch die Werte der Berechnungszeiträume 2000 bzw. 2005 enthalten.

Tabelle 20: TN-Einträge⁴ aus Punktquellen in Sachsen für die Zeitschnitte 2000, 2005 und 2012

Zentrale Kläranlagen	2000 [t/a]	2005 [t/a]	2012 [t/a]
Industrielle Kläranlagen	264	253	186
Kommunale Kläranlagen	6.187	4.236	3.716
Summe	6.450	4.489	3.902

Gegenüber dem Status 2000 bzw. 2005 ergibt sich damit eine deutliche Minderung der N-Einträge. Die flächenhafte Verteilung der punktuellen N-Einträge für die Oberflächenwasserkörper in Sachsen zeigt Abbildung 35.

4.4.3 Gesamtemissionen in die Oberflächengewässer

Die modellierten Einträge von N aus punktuellen und diffusen Quellen in Sachsen betragen für den Bilanzzeitschnitt 2012 in der Summe 34.546 t/a (Tabelle 21). Dabei entfallen 11,3 % der Einträge auf punktuelle Quellen und 88,7 % auf diffuse Quellen. Die Punktquellen nehmen damit relativ gesehen an Bedeutung ab (2000 14,2 % bzw. 2005 13,5 %). Der Rückgang der Einträge um 3.222 t/a (2012 zu 2005) erfolgt durch die Reduzierung der Einträge aus Punktquellen (490 t/a) und die Verminderung der Einträge aus diffusen Quellen (2.558 t/a).

Tabelle 21: Gesamte N-Emissionen für die Zeitschnitte 2000, 2005 und 2012

	2000 [t/a]	2005 [t/a]	2012 [t/a]
Diffuse Quellen	39.085	33.202	30.644
Punktquellen	6.450	4.492	3.902
Summe	45.535	37.694	34.546

⁴ Quelle HALBFAß et al. (2009), Daten des AG, Stand 03/2014

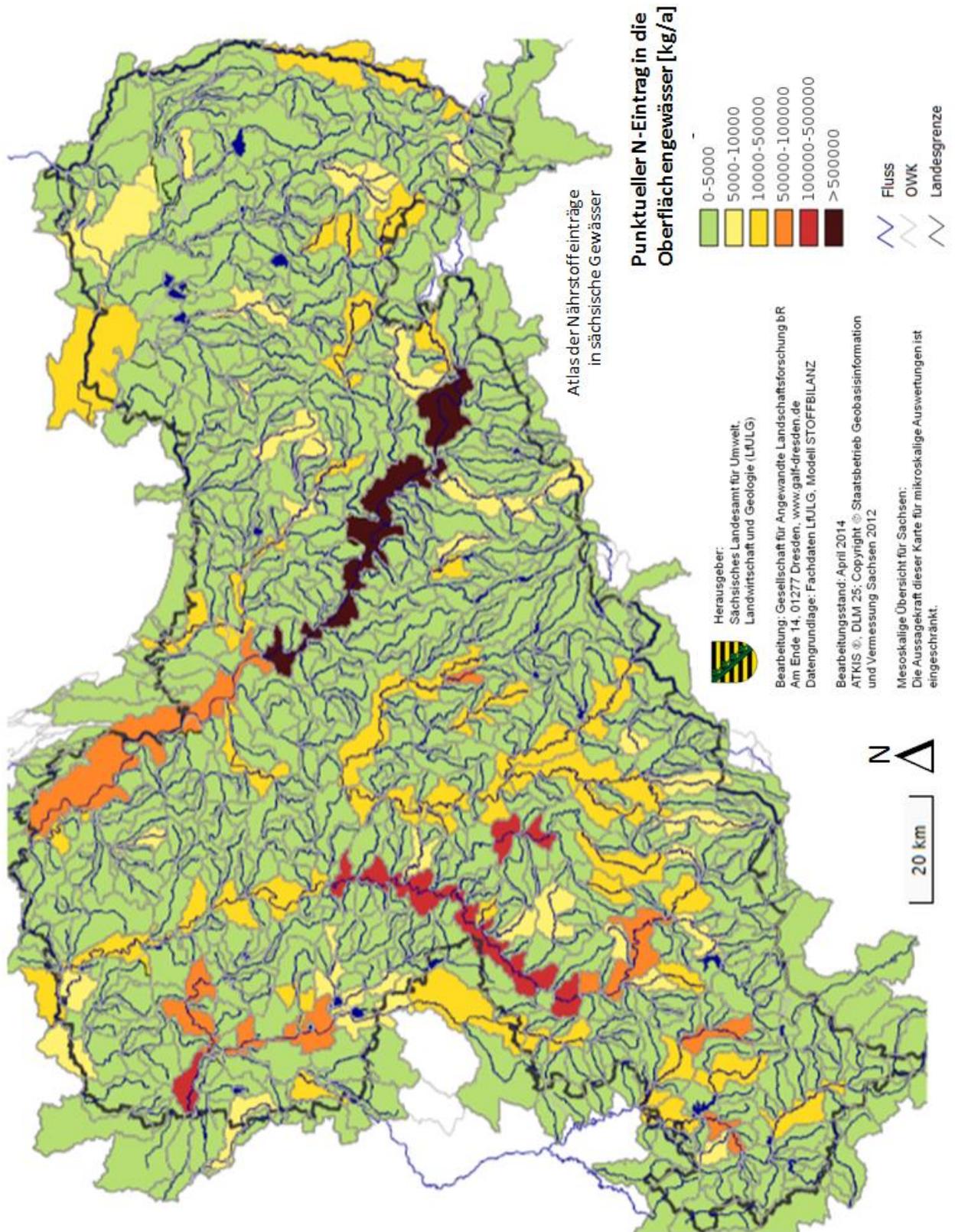


Abbildung 35: Punktuelle N-Einträge für die Oberflächenwasserkörper, Bilanzzeitschnitt 2012

4.4.4 Immissionsmodellierung

Ausgangspunkt für die Abschätzung der N-Frachten je OWK unter Berücksichtigung der N-Retention während der Abflusspassage im Oberflächengewässer bis hin zur Messstelle (Rooting) sind die modellierten diffusen und punktuellen N-Einträge (vgl. Abbildung 29 und Abbildung 35). Die über den Zufluss der Elbe bzw. der Lausitzer Neiße nach Sachsen eingetragenen tschechischen Frachten wurden anhand der Messstelle OBF00200 (Schmilka/Elbe) bzw. OBF16800 (Dreiländereck/Lausitzer Neiße) berechnet. Nach Ableitung der Retention gemäß der oben beschriebenen Methodik der Frachtberechnung ergibt sich an der Mehrzahl der einbezogenen Validierungsmessstellen (Messreihe 2007 bis 2012, siehe Kap. 4.1) im Vergleich mit den modellierten Immissionen (Eintrag abzüglich Retention) eine gute Übereinstimmung (Abbildung 36). Bei der Berechnung des Bestimmtheitsmaßes wurden die Beschaffenheitsmessstellen 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. Im Vergleich der an diesen Messstellen simulierten Frachten mit den Messungen zeigt sich allerdings eine gute Übereinstimmung. Von den gemessenen 57.823 t N/a werden 55.282 t N/a für den EZG-Auslass von Elbe-1 simuliert, wobei die gemessenen Frachten aus Elbe-0 aufaddiert wurden. Am Auslass von Elbe-2 finden sich simulierte 54.329 t N/a im Vergleich zu gemessenen 55.568 t N/a wieder. Bezogen auf den gesamten Elbeschlauch werden die Frachten damit um ca. 2 % unterschätzt.

Einen Vergleich von modellierten Emissionen und modellierten Immissionen für unterschiedlich große Einzugsgebiete zeigt Tabelle 22 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.

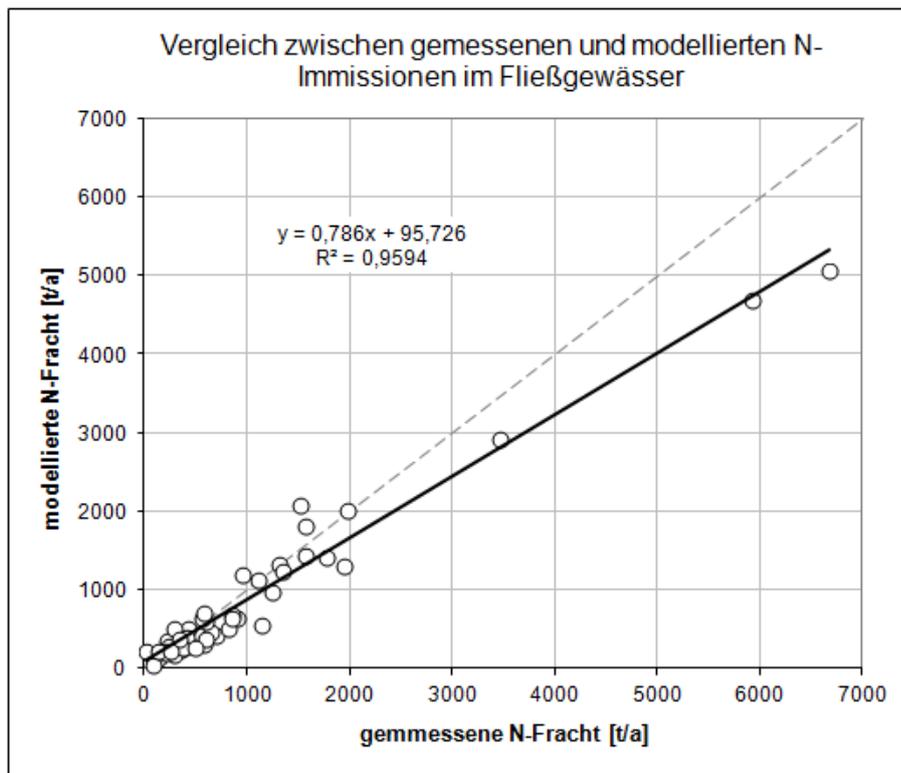


Abbildung 36: Vergleich von modellierten und gemessenen N-Immissionen in den Fließgewässern, Zeitschnitt 2012

Tabelle 22: Modellierte N-Emissionen und modellierte N-Immissionen für Bilanzzeitschnitt 2012⁵ im Vergleich

Messstellen-Nr.	OWK-Nr.	OWK-Name	N-Emission [t/a]	N-Immission [t/a]	Retention [%]	Frachtberechnung aus Messung [t/a]
OBF 01800	DESN_5-1	Elbe-1	5.625	4.922	12,5	-
OBF 02810	DESN_5-2	Elbe-2	7.688	6.460	16,1	-
OBF 08110	DESN_53718-2	Müglitz-2	365	335	8,2	374
OBF 14700	DESN_53734-3	Jahna-3	319	297	6,9	213
OBF 15500	DESN_53736-3	Döllnitz-3	303	191	37,0	285
OBF 32300	DESN_542-5	Freiberger Mulde-5	6.052	5.072	16,2	6.670
OBF 38000	DESN_542686-2	Schwarze Pockau-2	214	201	6,1	195
OBF 39600	DESN_54-5	Mulde-5	2.351	2.020	14,1	1.966
OBF 47600	DESN_54-7	Mulde-7	13.338	10.777	19,1	12.591
OBF 50300	DESN_564-5	Weißer Elster- 5	2.167	1.828	15,6	1.563
OBF 25100	DESN_58248-4	Weißer Schöps	447	379	15,2	338
OBF 29600	DESN_5384-5	Große Röder-5	1.569	1.332	15,1	1.313

⁵ ohne Oberliegerfracht aus Gebieten außerhalb von Sachsen

5 Zusammenfassung der Modellergebnisse für den Ist-Stand

5.1 Phosphoreintrag in Gewässer

Für den Bilanzzeitschnitt 2012 werden 874 t P/a als mittlere jährliche Emission aus punktuellen und diffusen Quellen in die Gewässer des Freistaates Sachsen modelliert, gegenüber 1.242 bzw. 1.117 t P in den Zeiträumen 2000 bzw. 2005. Diffus werden für 2012 507 t/a emittiert, dem entsprechen ca. 58 % der Gesamteinträge (Abbildung 37). Der Anteil diffuser Einträge aus Siedlungsflächen (Summe aus dezentralen Einleitern und Einträgen auf der unversiegelten Siedlungsfläche) für den Bilanzzeitschnitt 2005 beträgt 27 % des Gesamteintrages (diffus und punktuell), Ackerflächen folgen mit 21 %. Die verbleibenden Hauptnutzungsformen tragen mit maximal 3 % am Gesamteintragsgeschehen bei. Der Anteil des punktuellen Eintragspfades (kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter) liegt 2012 bei ca. 366 t/a (ca. 42 %) am Gesamteintrag.

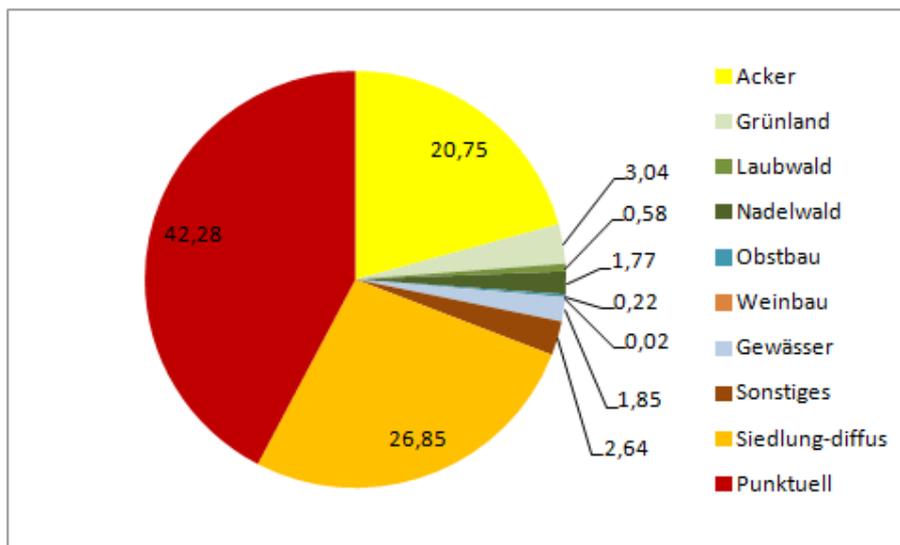


Abbildung 37: Quellenbezogene Anteile der diffusen und punktuellen P-Einträge in Sachsen [%], Zeitschnitt 2012

Schwerpunkte der diffusen P-Einträge in Sachsen liegen im Sächsischen Lösshügelland aufgrund der dort auftretenden hohen partikelgebundenen P-Verlagerung. Es folgen Mittelgebirge und Vorland, während der Anteil diffuser P-Einträge aus den Sächsischen Heide- und Teichlandschaften am diffusen Gesamteintrag in Sachsen deutlich geringer ausfällt (Abbildung 38).

Eine pfadbezogene Aufschlüsselung der P-Einträge liefert Abbildung 39.

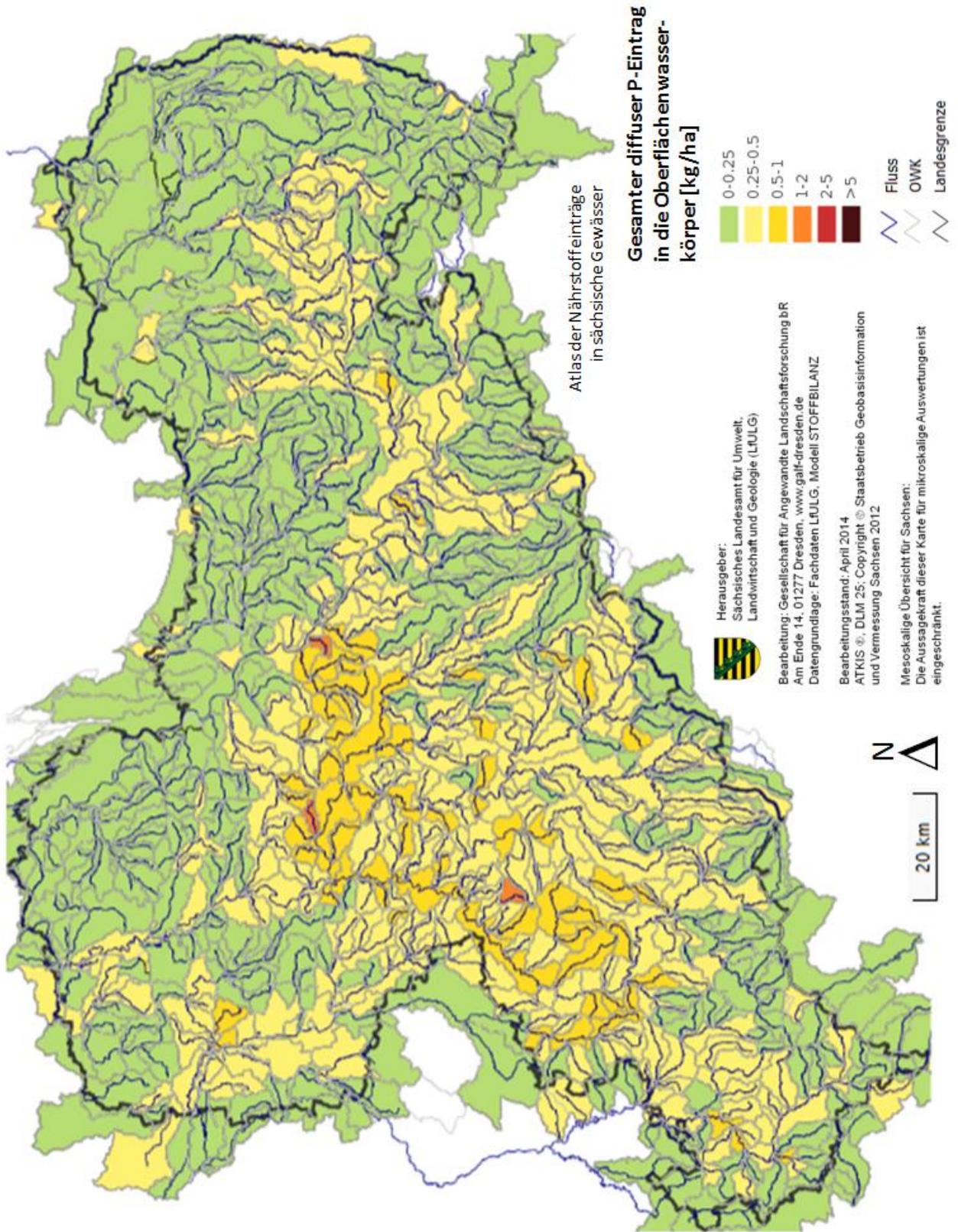


Abbildung 38: Modellerte diffuse P-Einträge (gelöst und partikelgebunden) in die sächsischen OWK, Zeitschnitt 2012

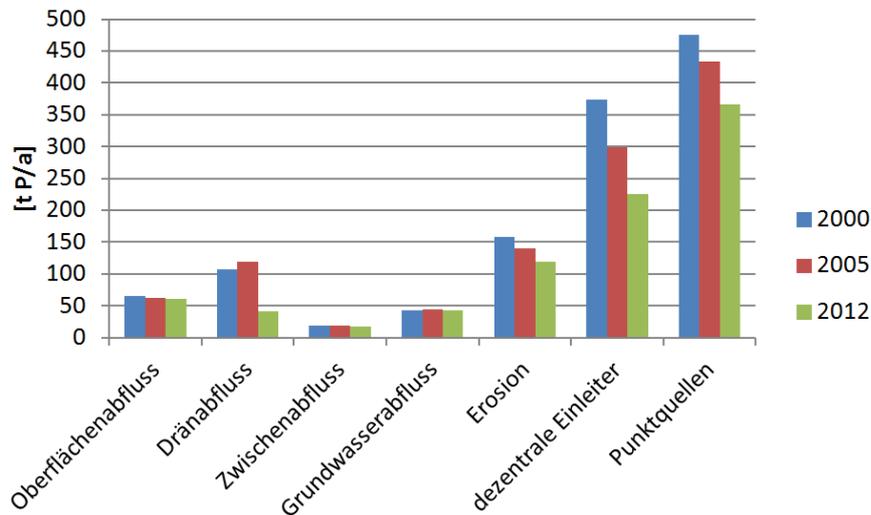


Abbildung 39: Pfadbezogene diffuse und punktuelle P-Einträge in Sachsen für die drei Zeitschnitte

Sowohl die Modellierungsergebnisse diffuser und punktueller Einträge als auch die Immissionsmessswerte (Quelle: LfULG) zeigen einen Trend in Richtung einer Abnahme der Phosphorfrachten (Abbildung 40).

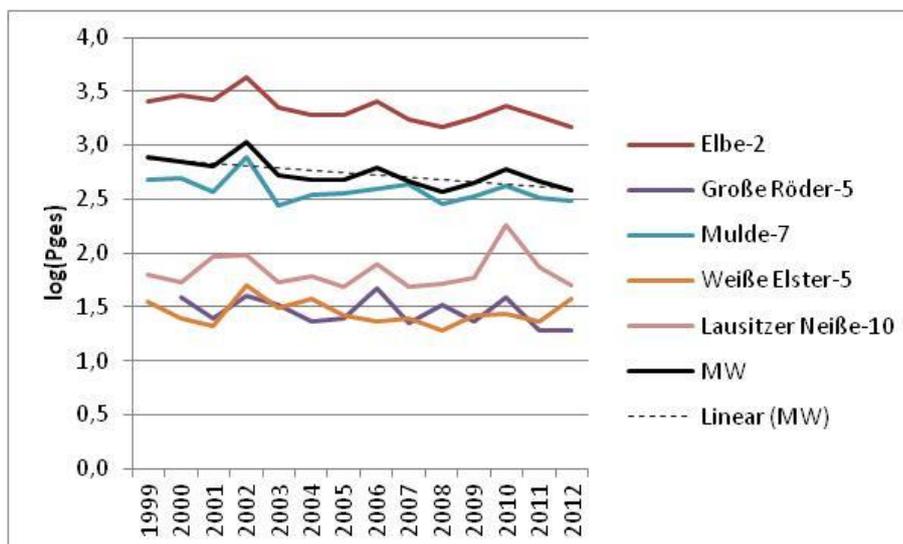


Abbildung 40: Gemessene P_{ges} -Konzentrationen an wichtigen sächsischen Messstellen im zeitlichen Verlauf

Eine Aufschlüsselung der modellierten Immissionen im Vergleich zu den modellierten Emissionen für die sächsischen Gebietsanteile der FGE Elbe und FGE Oder zeigt Tabelle 23. Entsprechend den Flächenanteilen liegen die Einträge in den Mulde-Gebieten am höchsten, gefolgt von der sächsischen Elbe und der Weißen Elster. Die zu beobachtenden Rückgänge sind auf die Wirksamkeit von Maßnahmen im Landwirtschafts- und Siedlungsbereich zurückzuführen.

Tabelle 23: Modellierete P-Emissionen und P-Immissionen für Bilanzzeitschnitt 2012

Sächsische Gebietsteile	P-Emissionen [t/a]	P-Immissionen [t/a]
Mulde	358	331
Elbe ⁶	201	198
Weißer Elster/Eger ⁷	158	141
Spree	59	55
Schwarze Elster	72	68
FGE Elbe	848	792
Lausitzer Neiße/FGE Oder	25	25
Sachsen	873	817

5.2 Stickstoffeintrag in Gewässer

Für das Gebiet des Freistaates Sachsen beträgt die jährliche Summe aller N-Einträge in die Oberflächengewässer für den Bilanzzeitschnitt 2012 34.546 t/a gegenüber 45.535 t/a für den Zeitschnitt 2000 bzw. 37.694 t/a für den Zeitschnitt 2005. Als diffuse Einträge gelangen 30.644 t/a (2012) gegenüber 39.085 (2000) bzw. 33.202 Tonnen Stickstoff pro Jahr (2005) in die Gewässer (89 % vom Gesamteintrag in 2012 gegenüber 86 % bzw. 88 % 2000 bzw. 2005, Abbildung 41). 47 % der Stickstoffeinträge (Zeitschnitt 2012) entstammen den Ackerflächen Sachsens. Aus Nadelwäldern resultieren 18 %, aus Laubwäldern 4 % und aus Siedlungsflächen (diffus, Summe aus dezentralen Einleitern und Einträgen auf der unversiegelten Siedlungsfläche) 11 % des N-Gesamteintrages. Der deutliche Rückgang der diffusen N-Einträge im Vergleich zu 2000 bzw. 2005 hat unterschiedliche Ursachen. Zum einen sind die Effekte auf die durchgeführten Maßnahmen im Bereich der dezentralen und zentralen Abwasserbehandlung zurückzuführen. Weiterhin wirkt sich die Zunahme der Flächenanteile von Agrarumweltmaßnahmen (vor allem Anbau von Zwischenfrüchten und konservierende Bodenbearbeitung) sowie Maßnahmen der Düngungseffizienzsteigerung auf den Ackerflächen deutlich aus.

⁶ Sächsisches Elbe-Einzugsgebiet

⁷ Ohne thüringische Emissionen

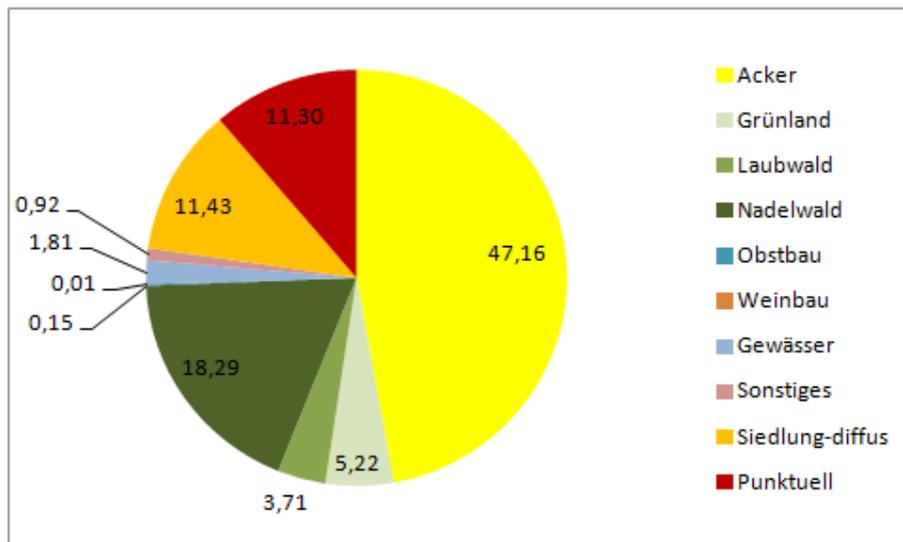


Abbildung 41: Quellenbezogene Anteile der diffusen und punktuellen N-Einträge in Sachsen [%], Zeitschnitt 2012

Die prozentuale Verringerung der N-Einträge aus dem Acker- und Siedlungsbereich hat im Umkehrschluss eine relative Erhöhung der Prozentanteile für die übrigen Hauptnutzungsformen im Jahr 2012 zur Folge. Abbildung 42 zeigt eine pfadbezogene Gegenüberstellung der Emissionen für 2000, 2005 und 2012.

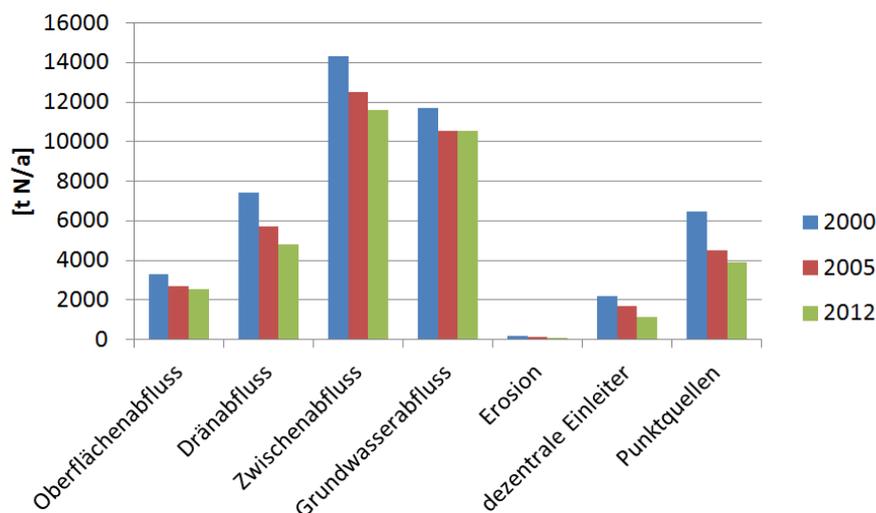


Abbildung 42: Pfadbezogene diffuse und punktuelle N-Einträge in Sachsen für die drei Zeitschnitte

Abbildung 43 zeigt, dass die diffusen N-Einträge in die Oberflächenwasserkörper insbesondere in den Tieflandsgebieten, aber auch in den Lössgebieten vergleichsweise niedrig sind, höhere Einträge werden dagegen in den Übergangsbereichen zum Mittelgebirge erreicht. In den nördlichen Landesteilen ergeben sich diese vergleichsweise niedrigen N-Emissionen aufgrund der günstigen Denitrifikationsbedingungen und längeren Verweilzeiten in den Aquiferen. Die N-Austräge (vor Grundwasserpassage) sind dagegen vergleichsweise hoch. Hinsichtlich der punktuellen Einträge werden 3.902 t (2012) gegenüber 6.450 t/a (2000) bzw. 4.492 t/a (2005) ausgewiesen, was Prozentanteilen von 13 % am Gesamteintrag (2012) gegenüber 14 % (2000) bzw. 12 % (2005) entspricht.

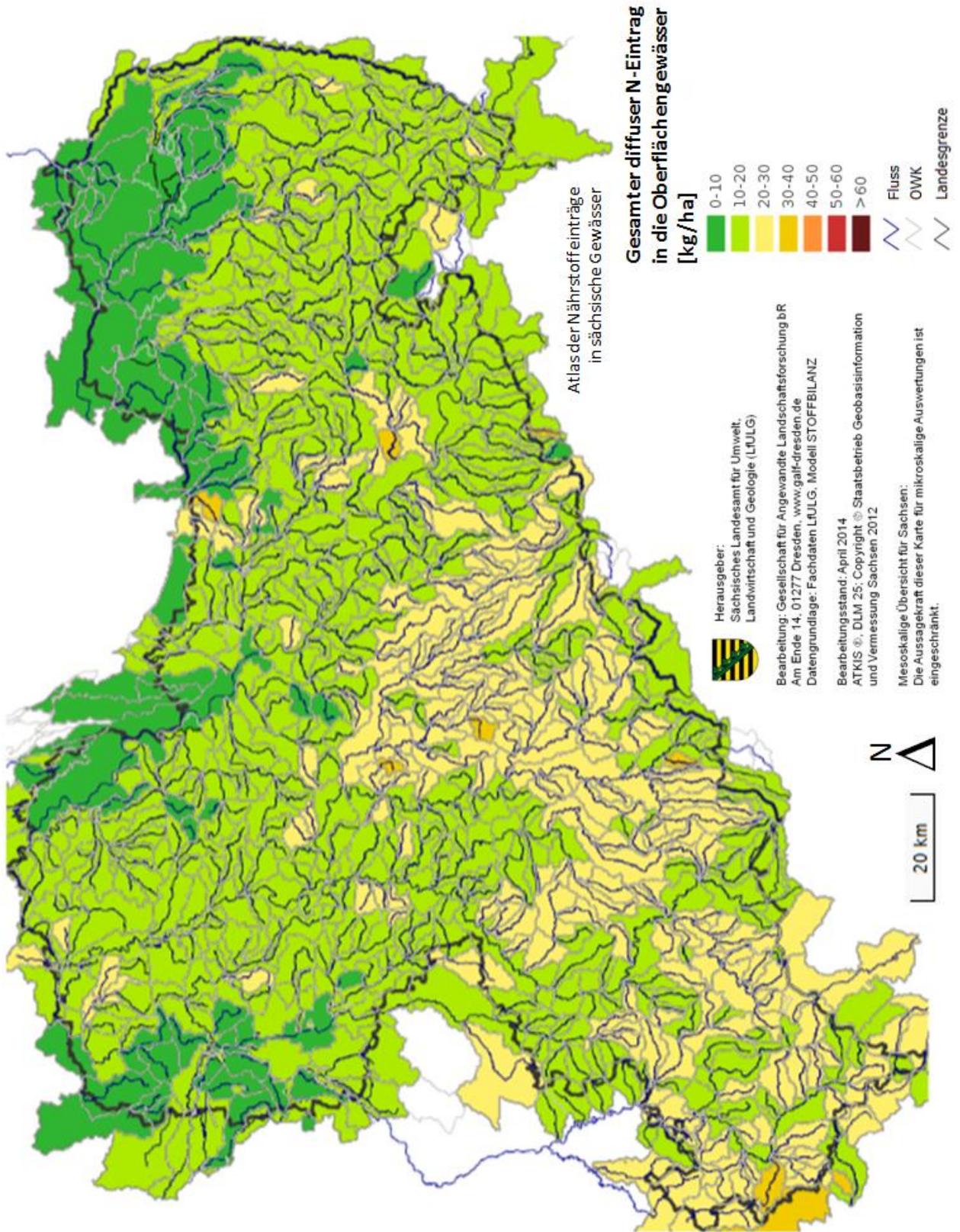


Abbildung 43: Modellerte diffuse N-Einträge (gelöst und partikelgebunden) in die sächsischen OWK, Zeitschnitt 2012

Auch anhand der Immissionsmesswerte deutet sich zunächst ein langfristiger Entwicklungstrend hin zu abnehmenden Nitratfrachten seit 1999 an, wobei die Periode der letzten Jahre uneinheitlich erscheint (Abbildung 44).

Tabelle 24 fasst die aus den sächsischen Gebietsanteilen der Flussgebietseinheiten (FGE) Elbe und Oder resultierenden modellierten Immissionen im Vergleich zu den flächenbezogenen Emissionswerten für den Bilanzzeitschnitt 2012 zusammen. Wie auch bei den P-Emissionen liegen die N-Einträge entsprechend der Flächenanteile in den Muldegebieten am höchsten, gefolgt von der Elbe in Sachsen und der Weißen Elster.

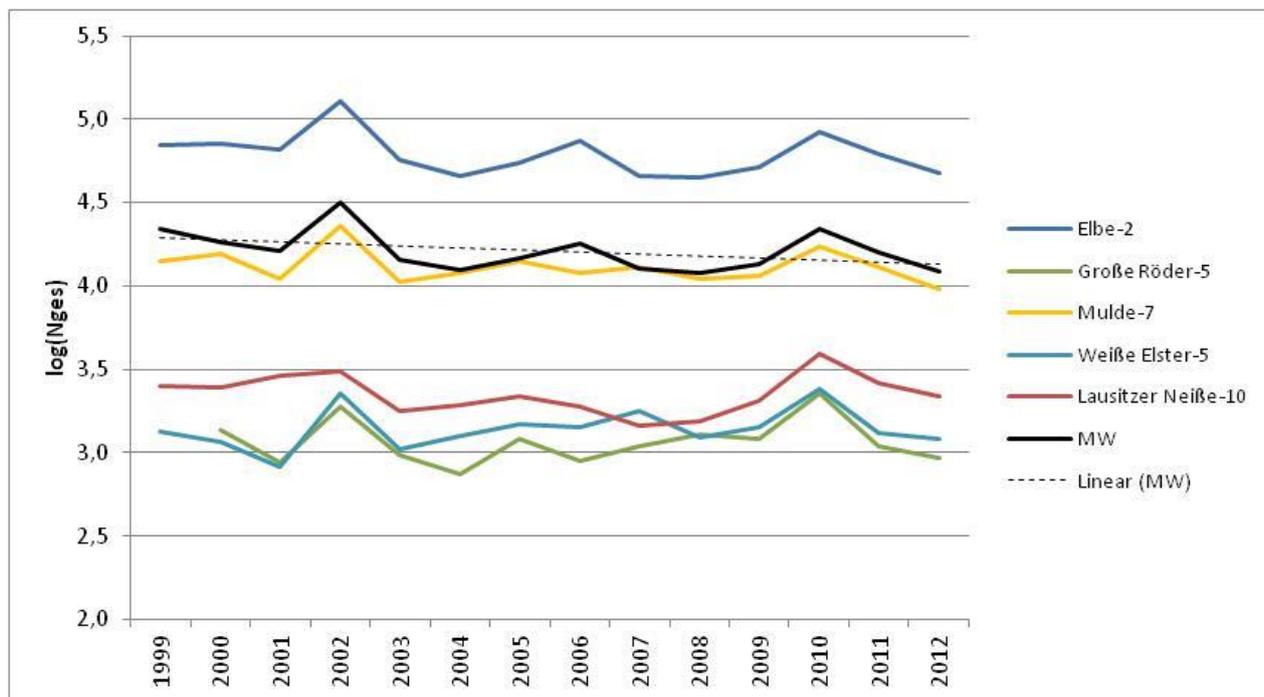


Abbildung 44: Gemessene N-Konzentrationen an wichtigen sächsischen Messstellen im zeitlichen Verlauf

Tabelle 24: Modellierte N-Emissionen und N-Immissionen für den Bilanzzeitschnitt 2012

Sächsische Gebietsteile	N-Emissionen [t/a]	N-Immissionen [t/a]
Mulde	13.338	10.777
Elbe ⁸	7.688	6.460
Weiße Elster/Eger ⁹	6.371	4.323
Spree	2.649	2.083
Schwarze Elster	3.355	2.780
FGE Elbe	33.401	26.421
Lausitzer Neiße/FGE Oder	1.145	802
Sachsen	34.546	27.223

⁸ Sächsisches Elbe-Einzugsgebiet

⁹ Ohne thüringische Emissionen

6 Wirkungsabschätzung von Maßnahmen für die Minderung von Nährstoffeinträgen

6.1 Grundlagen

Ausgehend von den vorliegenden Fortschreibungsergebnissen zur Nährstoffbelastungssituation für den Bilanzzeitschnitt 2012 werden im Folgenden vorrangig Fragestellungen der Konzeption und Umsetzung erforderlicher kosten- und wirkungseffizienter Maßnahmen zur weiteren nachhaltigen Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die sächsischen Gewässer untersucht. Dabei wird analysiert bzw. abgeschätzt, welche Nährstoffminderungspotenziale vorrangig in den Bereichen Land- und Siedlungswasserwirtschaft bis zum Ende des zweiten WRRL-Bewirtschaftungszyklus (2021, **Szenario 1**) bzw. bis zum Ende des dritten WRRL-Bewirtschaftungszyklus (2027, **Szenario 2**) ggf. noch vorhanden sind und in welchem realisierbaren Umfang diese mit welchen zu erwartenden Wirkungseffekten auf die sächsischen Grund- und Oberflächenwasserkörper voraussichtlich umgesetzt werden können.

Ein wichtiger Rahmen wird hierbei auch durch die strategischen bzw. inhaltlichen Ausrichtungen der sächsischen Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder für den zweiten WRRL-Bewirtschaftungszyklus (2015 bis 2021) vorgegeben. Die zur Ableitung bzw. Erstellung der „Szenario-Kulissen 1 bzw. 2“ benötigten Informationen und Rahmenvorgaben sowie hierbei ggf. einzusetzende „Maßnahmenwirkungsfaktoren“ für anzunehmende spezifische N- und P-Eintragsminderungen wurden im Wesentlichen vom LfULG bereitgestellt bzw. in Abstimmung zwischen Auftragnehmer GALF und LfULG neu erarbeitet bzw. abgeleitet, sofern hierfür nicht auf bereits vorliegende Ergebnisse (z. B. aus GEBEL et al. 2012b) zurückgegriffen werden konnte.

Im **Bereich Landwirtschaft** wird – aufbauend auf einer konsequenten Umsetzung fachrechtlicher Vorschriften (hier v. a. Düngeverordnung) – auch weiterhin vorrangig auf eine kooperative Umsetzungsstrategie zur weiteren nachhaltigen Verminderung landwirtschaftlicher Nährstoffeinträge in Oberflächen- und Grundwasser gesetzt. Hierzu werden den Landwirten auch in der laufenden neuen ELER-Förderperiode 2014–2020 neben einer Vielzahl an investiven Fördermaßnahmen (z. B. zur Erhöhung der Güllelagerkapazität) vor allem weiterhin flächenbezogene Agrarumweltmaßnahmen (z. B. Zwischenfruchtanbau, Streifenbearbeitung, Anlage von Grünstreifen, ökologischer Ackerbau) über spezielle Förderprogramme angeboten. Darüber hinaus kommt dem Wissens- und Erfahrungstransfer eine hohe Bedeutung zu, um bestehende Potenziale zur Verbesserung der Stickstoffdüngungseffizienz und damit zur Nitrataustragsminderung sowie eines wirksamen Erosionsschutzes und damit auch zur Vermeidung bzw. Verminderung landwirtschaftlicher Phosphoreinträge in die Gewässer weiter auszuschöpfen. Auch die Novellierung der Düngeverordnung und eine gezielte Umsetzung der sogenannten „Greening-Verpflichtungen“ werden voraussichtlich ebenfalls mit einem Beitrag zur weiteren Verringerung landwirtschaftlicher Nährstoffeinträge in die Gewässer leisten können.

Bei der Aufstellung der „Szenario-Kulissen“ für den Bereich Landwirtschaft werden sowohl geförderte Agrarumweltmaßnahmen des sächsischen EPLR der ELER-Förderperiode 2014–2020 mit erfasst bzw. abgebildet als auch – soweit möglich – zu erwartende Umsetzungsstände von Agrarumweltmaßnahmen **ohne Förderung**, aber mit ebenfalls relevanten Wirkungsbeiträgen bezüglich der Verringerung von N- bzw. P-Einträgen in die Gewässer:

- Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten (P, N)

- Konservierende Bodenbearbeitung (dauerhaft und saisonal) inkl. Streifen-/Direktsaat (P, N)
- Anlage von Grünstreifen auf Ackerland (P)
- Bodenschonender Ackerfutter- und Leguminosenanbau (P, N)
- Ökologischer Ackerbau (N)

Weiterhin mit berücksichtigt werden auch erwartete Effekte aus der Umsetzung der novellierten Düngeverordnung hinsichtlich weiterer Verringerungen der Stickstoff- bzw. Nitrateinträge in die Gewässer unter den regionalen sächsischen Gegebenheiten.

Ergänzende konzeptionelle landwirtschaftliche Maßnahmen aus dem Bereich „Wissenstransfer/Schulung/Beratung“, die z. B. über betriebs- bzw. standortspezifische Verbesserungen der N- und P-Düngungseffizienz bzw. über Qualitätszuwächse im Rahmen der Anwendung von Agrarumweltmaßnahmen, weitere Minderungseffekte von N- bzw. P-Einträgen bewirken, werden ebenfalls in die landwirtschaftlichen Gebiets- bzw. Szenario-Kulissen mit einbezogen.

Im Bereich Siedlungswasserwirtschaft liegt ein wichtiger Handlungsschwerpunkt zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer auch weiterhin auf der vollständigen Anpassung bestehender kommunaler und industrieller Kläranlagen an den Stand der Technik. Nach den Grundsätzen des SMUL für die Abwasserbeseitigung gemäß § 49 des Sächsischen Wassergesetzes sollten bereits bis Ende 2015 alle Abwassereinleitungen dem Stand der Technik entsprechen. Diese Zielstellung konnte insbesondere für Einleitungen aus Kleinkläranlagen und Teilortskanalisationen, die im Sinne der quellenbezogenen Zuordnung als „diffuse Einträge“ bezeichnet werden (§§ 2 und 3 der Kleinkläranlagenverordnung) noch nicht flächendeckend vollständig realisiert werden. Somit besteht aktuell noch weiterer regional unterschiedlich ausgeprägter Handlungsbedarf bezüglich abschließender Umsetzungen dieser Anpassungsmaßnahmen an jenen Anlagen, die noch nicht dem Stand der Technik entsprechen. Notwendige weitergehende Anforderungen an die Abwasserbehandlung „über den Stand der Technik hinaus“ ergeben sich insbesondere aus dem Maßnahmenprogramm und unter Berücksichtigung von aktuellen Überwachungsdaten. Zusätzliche Anreize zur Umsetzung entsprechender Maßnahmen wurden auch mit der Förderrichtlinie Siedlungswasserwirtschaft (RL SWW/2016) gesetzt, die auch Einleitungen aus den Kanalsystemen (Misch- und ggf. auch Trennkanalisationen) mit umfasst.

Die bei der Aufstellung der „Szenario-Kulissen“ für den Bereich Siedlungswasserwirtschaft angenommenen Minderungspotenziale für den N- bzw. P-Eintrag aus dem Siedlungsbereich orientieren sich insbesondere an der vorgesehenen Erhöhung des Anteils von Kleinkläranlagen mit Anforderungserfüllung „Stand der Technik“ bzw. der angestrebten Erhöhung der Anschlussgrade an kommunale Kläranlagen, aber auch an dem prognostizierten Bevölkerungsrückgang in weiten Teilen Sachsens.

Im Zusammenhang mit den Wirkungsabschätzungen zur Umsetzung der ausgewählten bzw. relevanten Maßnahmen wurden beide Szenarien (Szenario 1 – Bezugsjahr 2021 bzw. Szenario 2 – Bezugsjahr 2027) auch in die fachliche Datenbasis der internetbasierten Modellplattform „STOFFBILANZ-Viewer“ mit übernommen.

6.2 Beschreibung der Maßnahmen

6.2.1 Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft

In Zusammenarbeit mit dem LfULG wurden nachfolgende Maßnahmen in ihrer jeweiligen Flächenkulisse und grundlegende Vorgehensweisen zur methodischen Umsetzung ihrer Minderungswirkung im Modell festgelegt (Tabelle 25, vgl. GEBEL et al. 2015b). Die angenommenen Minderungswirkungen sind in Tabelle 26 zusammengestellt.

Die modelltechnische und inhaltliche Umsetzung erfolgte im Wesentlichen analog zur Vorgehensweise in Kap. 2. Dies gilt für die angenommenen Minderungswirkungen des Zwischenfruchtanbaus und der konservierenden Bodenbearbeitung, der Minderungswirkung von Grünstreifen (im Sinne von Gewässerrandstreifen), dem Anbau von mehrjährigem Ackerfutter und Leguminosen sowie dem ökologischen Ackerbau. Ergänzend wird Streifensaat mit dem gleichen C-Faktor belegt wie die Direktsaat. Die Reduzierung des N-Saldos bzw. des C-Faktors (0,05) in den Prioritären Gebieten begründet sich durch einen intensiven Wissens- und Erfahrungstransfer sowie Schulung/Beratung der Betriebe hinsichtlich der Verbesserung der N-Effizienz und der Bodenbearbeitung. Für die N-Minderungswirkung wird hier im Gegensatz zur Vorgehensweise in GEBEL et al. (2012b) keine Strahlwirkung über die Kulissengrenzen hinweg angenommen, weil diverse weitere Minderungseffekte (z. B. Greening/AL 4, novellierte Düngeverordnung) bereits an anderer Stelle berücksichtigt werden. Bei der Verringerung des N-Saldos in den prioritären Gebieten werden keine negativen Werte für den N-Austrag zugelassen.

Neu hinzu kommen die Effekte der novellierten Düngeverordnung im Hinblick auf die erhöhte Effizienz für die Ausnutzung des organischen Düngers.

Die Ableitung der den Maßnahmen zu Grunde liegenden Flächenkulissen folgt grundsätzlich der Vorgehensweise für die Berechnung von Zeitschnitt 2012 (siehe Kap. 2 und GEBEL et al. 2014c). Unterscheiden sich die hier angenommenen Gesamtflächenanteile einer Maßnahme in Sachsen von den geschätzten Flächenumfängen in 2021 (Szenario 1) bzw. 2027 (Szenario 2), dann wurde diese Kulisse (z. B. für Landwirtschaftliche Vergleichsgebiete, OWK) flächengewichtet im Rahmen eines iterativen Verfahrens so lange korrigiert, bis der Gesamtflächenumfang der Maßnahme in Sachsen erreicht wird (z. B. AL 1, AL 4). Für die Maßnahme ÖA (Ökologischer Ackerbau) wurden die für Zeitschnitt 2012 vergebenen Maßnahmenumfänge je OWK (auf Grundlage der feldblockbezogenen Förderstatistik) beibehalten. Die sich aus der Differenz von Förderstatistik und geschätztem Flächenumfang für 2012 bzw. 2027 ergebenden Maßnahmenzuwächse wurde dagegen gleichmäßig über die Ackerfläche verteilt.

Für die Maßnahme AL 2 wird in Szenario 1 (2021) ein etwas geringerer Anteil dauerhaft konservierend bearbeiteter Flächen (dkB), aber ein höherer Anteil periodisch konservierender Bodenbearbeitung (pkB) im Vergleich mit den Festlegungen in GEBEL et al. (2014c) angenommen. Im Rahmen eines iterativen Verfahrens wurden deshalb zunächst die Flächen mit dauerhaft konservierender Bodenbearbeitung flächengewichtet korrigiert und davon die Flächenanteile im Direktsaat/Streifensaatverfahren abgetrennt. Förderumfänge über 100 % dkB wurden abgeschnitten, die frei werdenden Flächenumfänge von dkB im nächsten Iterationsschritt neu verteilt, bis der Gesamtflächenumfang für die dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung in Sachsen erreicht war. Der gleiche gestufte Verfahrensablauf wurde dann für die Aufteilung der periodisch konservierenden Bodenbearbeitung vorgenommen. Das Verfahren liefert damit ein Ergebnis, das dem Verteilungsmuster von dauerhaft und periodisch konservierender Bodenbearbeitung im Zeitschnitt 2012 (GEBEL et al. 2014c) im Wesentlichen folgt. In Einzelfällen kann es aber zu Verschiebungen in den Anteilen von dkB und pkB

kommen, die in beide Richtungen möglich sind. Dies gilt auch für Szenario 2 (2027), wo die Kulisse analog ermittelt wurde.

Die prioritären Gebiete wurden als neue Kulisse, getrennt für N und P vom LfULG übergeben. Die Verteilung der Flächenumfänge für AL 3 ergibt sich direkt aus dem verwendeten Fruchtartenspektrum analog zu Zeitschnitt 2012 (GEBEL et al. 2014c).

Tabelle 25: Maßnahmenauswahl, Maßnahmenbeschreibung, Zeitanatz und Flächenumfang

Maßnahme	Beschreibung	Flächenumfang und Zeitanatz
Nov. DV - Novellierung Düngeverordnung	Unterstellt wird 10 % bessere Effizienz für Ausnutzung des organischen Düngers durch weitere Reduzierung von Ausbringungsverlusten (ca. 5 %) und Auswaschungsverlusten (ca. 5 %). Der N-Mineraldüngeraufwand für die jeweilige Fruchtart kann damit um den entsprechenden Betrag der Effizienzsteigerung des organischen Düngers für die Fruchtart verringert werden. Für P wird in Abstimmung mit dem Auftraggeber keine Minderung angenommen.	Ansetzen der vollen Effizienz ab 2021
AL 1 - Grünstreifen auf Acker	Liegt bei 928 ha Flächenumfang (Stand 2013) und damit etwas über der ELER-Kulisse des vorangegangenen Bewirtschaftungszeitraumes (800 ha). Eine Beibehaltung dieser Größenordnung für Grünstreifen an Gewässern (inkl. Greening) wird bis 2021 erwartet. Bis 2027 wird von einem Anstieg dieser Flächen auf 3.500 ha ausgegangen.	2021: 1.000 ha 2027: 3.500 ha
AL 2 – Streifen- saat / Direktsaat	Hier wird davon ausgegangen, dass der Status quo bei konservierender Bodenbearbeitung erhalten bleibt bzw. ansteigt (Stand 2013: 252.249 ha dauerhaft kons., 230.000 ha periodisch kons.) Hinzu kommen 5.000 ha in Streifensaart / Direktsaat in 2021 bzw. 20.000 in 2027.	2021: 245.000 ha dauerhaft kons. 230.000 ha periodisch kons. 5.000 ha Streifen/Direktsaat 2027: 340.000 ha dauerhaft kons. 230.000 ha periodisch kons. 20.000 ha Streifen/Direktsaat
AL 3 – Acker- futter- und Legu- minosenanbau	Anteile wie bisher (Stand 2013: 17.040 ha). Im Vergleich zu 2012 werden damit keine Minderungen abgebildet. Das Szenario ist hier nur der Vollständigkeit halber aufgeführt. Auf eine Einzeldarstellung wird verzichtet, da die Kulisse in allen Simulationen als Status quo enthalten ist.	2021/2027: Fruchtartenanteil wie Modellstand 2012 (siehe Gebel et al. 2014c)
AL 4 – Zwischen- frucht	Liegt derzeit bei 33.985 ha (Stand 2013). Es wird angenommen, dass die Flächenanteile 2021 bei 7 % der Ackerfläche liegen werden (30.000 ha + 20.000 ha Greeningflächen). 2027 wird der Gesamtflächenumfang mit 11 % der Ackerfläche (80.000 ha) geschätzt.	2021: 50.000 ha 2027: 80.000 ha
PG - Prioritäre Gebiete	Grundlage: vom LfULG übergebene Kulisse N bzw. Kulisse P mit Bezugsstand 12/2014.	2021/2027: N: 340.000 ha P: 77.000 ha
ÖA - Ökologischer Ackerbau	Liegt derzeit bei 17.686 ha. Es wird bis 2021 ein linearer Anstieg um 5 % pro Jahr angenommen. Für 2027 wird der Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen auf 10 % (72.000 ha) geschätzt.	2021: 30.000 ha 2027: 72.000 ha

Tabelle 26: Angenommene Minderungseffekte der geförderten Agrarumweltmaßnahmen

Förder-Nr./Beschreibung	Minderungstrag	Bodenabtrag	Minderung N	Minderung P	Prozessierung
Nov. DV – Novellierung Düngeverordnung	-		Mineraldüngung um 10 % der org. Düngung reduziert.	-	OWK
AL 1 – Grünstreifen auf Acker	-		-	Gemäß Studie LfULG ¹⁰	Raster/OWK
AL 2 – Streifen-saat/Direktsaat ¹¹	C-Faktor = 0,05		10 % reduzierte Nachlieferung	Modellintern	Raster
AL 3 – Ackerfutter- und Leguminosenanbau	C-Faktor modellintern angepasst		Modellintern	Modellintern	Raster
AL 4 - Zwischenfrucht	C-Faktor: 0,07		Modellintern	Modellintern	Raster
ÖA Ökolog. Ackerbau	-		20 kg/ha	Modellintern	Raster/OWK
PG (Prioritäre Gebiete) P	C-Faktor: 0,05		-	Modellintern	Raster
PG (Prioritäre Gebiete) N	-		2021: 10 kg N/ha 2027: zusätzlich 10 % Saldominderung	-	Raster

Für die weiteren Auswertungen werden die Einzelmaßnahmen zu Maßnahmenblöcken wie folgt zusammengefasst:

- **DÜV:** Umsetzung der novellierten Düngeverordnung (Nov. DV)
- **AUM:** geförderte Agrarumweltmaßnahmen AL 1, AL 2, AL 3, AL 4
- **ÖA:** geförderter ökologischer Ackerbau (ÖA)
- **PG:** Prioritäre Gebiete – Effekte durch Wissenstransfer und Beratung (PG)

In einem Kombinationsszenario (**Maßnahmenkombination Ldw.**) werden die vorgenannten Maßnahmen bzw. Maßnahmenblöcke in ihrer integrativen Wirkung verbunden.

6.2.2 Maßnahmen im Bereich Siedlungswasserwirtschaft

In Zusammenarbeit mit dem LfULG wurden grundlegende Vorgehensweisen zur Einschätzung der Minderungspotenziale im Bereich Siedlungswasserwirtschaft bis 2021 bzw. 2027 abgestimmt. Gegenstand der Einschätzung der mengenmäßigen N- bzw. P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen sind die aktuell übergebenen Frachtdaten des LfULG. Die Frachten aus industriellen Kläranlagen werden analog zu GEBEL et al. (2014c) übernommen. Sowohl für kommunale als auch industrielle Kläranlagen wird davon ausgegangen, dass über diese aktualisierte Datengrundlage hinaus derzeit von keiner wesentlichen zukünftigen technologisch bedingten Minderung auszugehen ist bzw. diese nicht ausreichend signifikant eingeschätzt werden kann.

¹⁰ FuE-Projekt „Bewirtschaftung- und Stilllegungsmaßnahmen am Ackerrand“, Ecosystem Saxonia GmbH, J. Kranich

¹¹ für dauerhaft kons. Bodenbearbeitung mit Mulchsaat: C-Faktor = 0,06; für periodisch kons. Bodenbearbeitung mit Mulchsaat: C-Faktor = 0,07; generell 10 % reduzierte Nachlieferung bei kons. Bodenbearbeitung

Für die dezentralen Anlagen wird unterstellt, dass diese bis 2021 vollumfänglich dem Stand der Technik entsprechen. Die Anzahl der nicht angeschlossenen Einwohner wurde nach derzeitigem Planungsstand vom LfULG aktualisiert übergeben. Hinsichtlich der einwohnerspezifischen Nährstoffabgabe und dem Reinigungseffekt der Kleinkläranlagen nach Stand der Technik werden die Koeffizienten für N und P aus GEBEL et al. (2012b, 2014c) genutzt.

Sowohl für die zentralen als auch die dezentralen Einleiter wird der demografische Wandel und somit der Bevölkerungsrückgang in Sachsen (Scheibe 2011) einbezogen. Lediglich in den Großstädten Dresden und Leipzig ist hier ein gegenläufiger Trend zu beobachten.

Der prognostizierte demografische Wandel gemäß der 5. Regionalisierten Bevölkerungsprognose für den Freistaat Sachsen bis 2025 (Scheibe 2011) ergibt sich aus Abbildung 45. Die Daten liegen auf Ebene der Landkreise und kreisfreien Städte für das Jahr 2009 und 2025 in den Varianten 1 und 2 vor. Aus beiden Varianten wurde ein Mittelwert je Landkreis bzw. kreisfreier Stadt gebildet und der sich ergebende mittlere jährliche Trend auf die Bezugsjahre 2021 und 2027 umgerechnet.

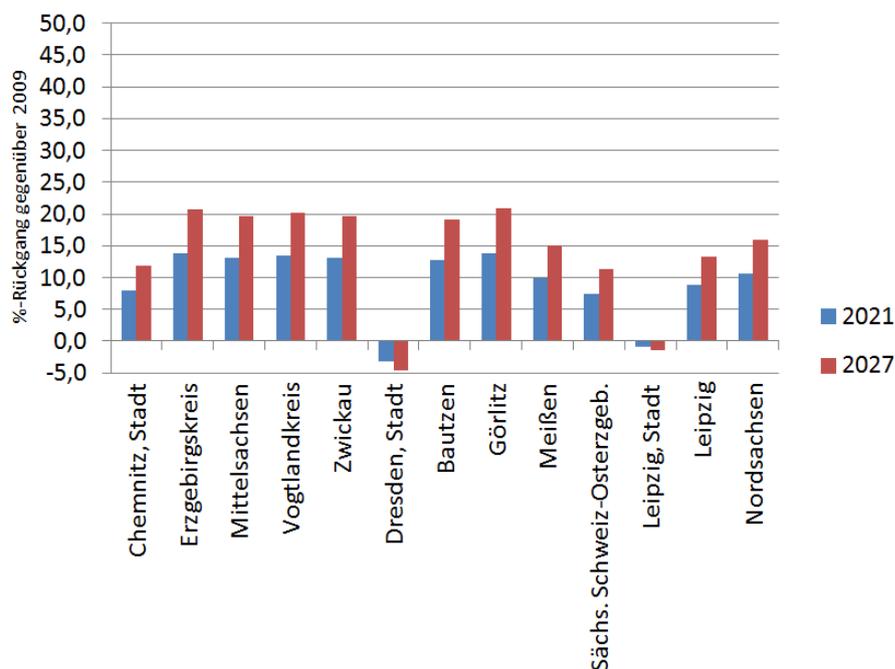


Abbildung 45: Bevölkerungsentwicklung in Sachsen von 2009 zu 2021 bzw. 2027 (nach Scheibe 2011)

Mit Ausnahme der kreisfreien Städte Dresden und Leipzig ist in ganz Sachsen mit einem Bevölkerungsrückgang zu rechnen. Im sächsischen Mittel wird der Rückgang mit 9,3 % (2021) bzw. 13,9 % (2027) prognostiziert.

6.3 Ergebnisse der Szenarienrechnungen

Die nachfolgende Ergebnisdarstellung erfolgt auf Rasterebene (500 m x 500 m), weil auf dieser Ebene die ausschließliche Visualisierung von den hier im Mittelpunkt stehenden Acker- bzw. Siedlungszellen möglich ist. Hinsichtlich der Ergebnisverwendung in Fachplanungen sollten aber grundsätzlich immer höher aggregierte Raumebenen (mindestens OWK) herangezogen werden, weil die Rasterebene eine Vereinfachung der Wirklichkeit beinhaltet und im Einzelfall auch beträchtlich von dieser abweichen kann. Hinzu kommt, dass viele in die Modellierung involvierte Parameter auf deutlich größeren räumlichen Ebenen vorliegen (z. B. Landwirtschaftliche Vergleichsgebiete). Die Rasterebene fungiert hier lediglich als kleinste Recheneinheit und als Basis für Aggregationen im Sinne der fachplanerischen Anforderungen.

6.3.1 Szenario 1 – Maßnahmenkombination „Landwirtschaft“

Im Folgenden werden die Einzelmaßnahmen **Nov. DV**, **AL 1**, **AL 2**, **AL 3**, **AL 4**, **PG** und **ÖA** von Szenario 1 (2021) zu einem Kombinationsszenario zusammengefasst, um die maximal möglichen Effekte dieser kombinierten Maßnahmen zu veranschaulichen. Zu beachten ist dabei, dass die Maßnahmen **Nov. DV** und **ÖA** nur für den N-Eintrag bzw. die Maßnahme **AL 1** nur für den P-Eintrag relevant ist.

Abbildung 46 zeigt das Ergebnis der Simulation des partikelgebundenen P-Eintrags für Szenario 1/ Maßnahmenkombination „Ldw.“ (Kombi 2021) im Vergleich zum modellierten Zeitschnitt 2012. Die Minderung von 0,02 kg/ha wird vor allem durch Szenario AL 2 (Direktsaat/Streifensaar inkl. Annahmen zur Mulchsaar) und die Minderungen in den Prioritären Gebieten (PG) gesteuert.

Abbildung 47 zeigt das Ergebnis der Simulation des diffusen N-Austrags aus der Bodenzone für Szenario 1 / Maßnahmenkombination (Kombi 2021) im Vergleich mit der Modellierung von Zeitschnitt 2012. Die mittlere Minderung liegt bei 6,3 kg N/ha. Die Minderung durch die novellierte Düngeverordnung (Nov. DV) und die Minderungen in den Prioritären Gebieten wirken sich hier besonders stark aus. Hinsichtlich der Nitratkonzentration im Sickerwasser ergibt sich eine Minderung von 18,1 mg/l im Mittel (Abbildung 48). Bei der hier und in den Folgekapiteln erfolgten Betrachtung des N-Austrags und der Nitratkonzentration im Sickerwasser ist zu berücksichtigen, dass sich der über den Grundwasserpfad verlagerte Frachtanteil bzw. die zugehörige Frachtkonzentration in Abhängigkeit von der Intensität der Denitrifikation während der Grundwasserpassage und der Verweilzeit bis zum Übertritt ins Oberflächengewässer (N-Eintrag) noch verringert.

6.3.2 Szenario 2 – Maßnahmenkombination „Landwirtschaft“

Im Folgenden werden die Einzelmaßnahmen **Nov. DV**, **AL 1**, **AL 2**, **AL 3**, **AL 4**, **PG** und **ÖA** von Szenario 2 (2027) zu einem Kombinationsszenario zusammengefasst, um die maximal möglichen Effekte dieser kombinierten Maßnahmen zu veranschaulichen. Zu beachten ist dabei, dass die Maßnahmen **Nov. DV** und **ÖA** nur für den N-Eintrag relevant sind bzw. die Maßnahme **AL 1** nur für den P-Eintrag relevant ist. Die Maßnahme PG entspricht derjenigen von Szenario 1.

Abbildung 49 zeigt das Ergebnis der Simulation des partikelgebundenen P-Eintrags für Szenario 2/ Maßnahmenkombination „Ldw.“ (Kombi 2027) im Vergleich zum modellierten Zeitschnitt 2012. Die zusätzliche Minderung gegenüber Szenario 1 (Kombi) um 0,03 kg/ha wird vor allem durch die Maßnahme AL 1 (Grünstreifen auf Acker) gesteuert. Abbildung 50 zeigt das Ergebnis der Simulation des diffusen N-Austrags aus der Bodenzone für Szenario 2/ Maßnahmenkombination „Ldw.“ (Kombi 2027) im Vergleich mit der Modellierung von Zeitschnitt 2012. Die mittlere Minderung liegt bei 9,1 kg N/ha. Die zusätzliche Minderung ergibt sich durch die aufsummierten höheren Minderungen bei den Einzelmaßnahmen AL 2, AL 4, PG und ÖA. Hinsichtlich der Nitratkonzentration im Sickerwasser ergibt sich eine Minderung von 26,0 mg/l im Mittel (Abbildung 51).

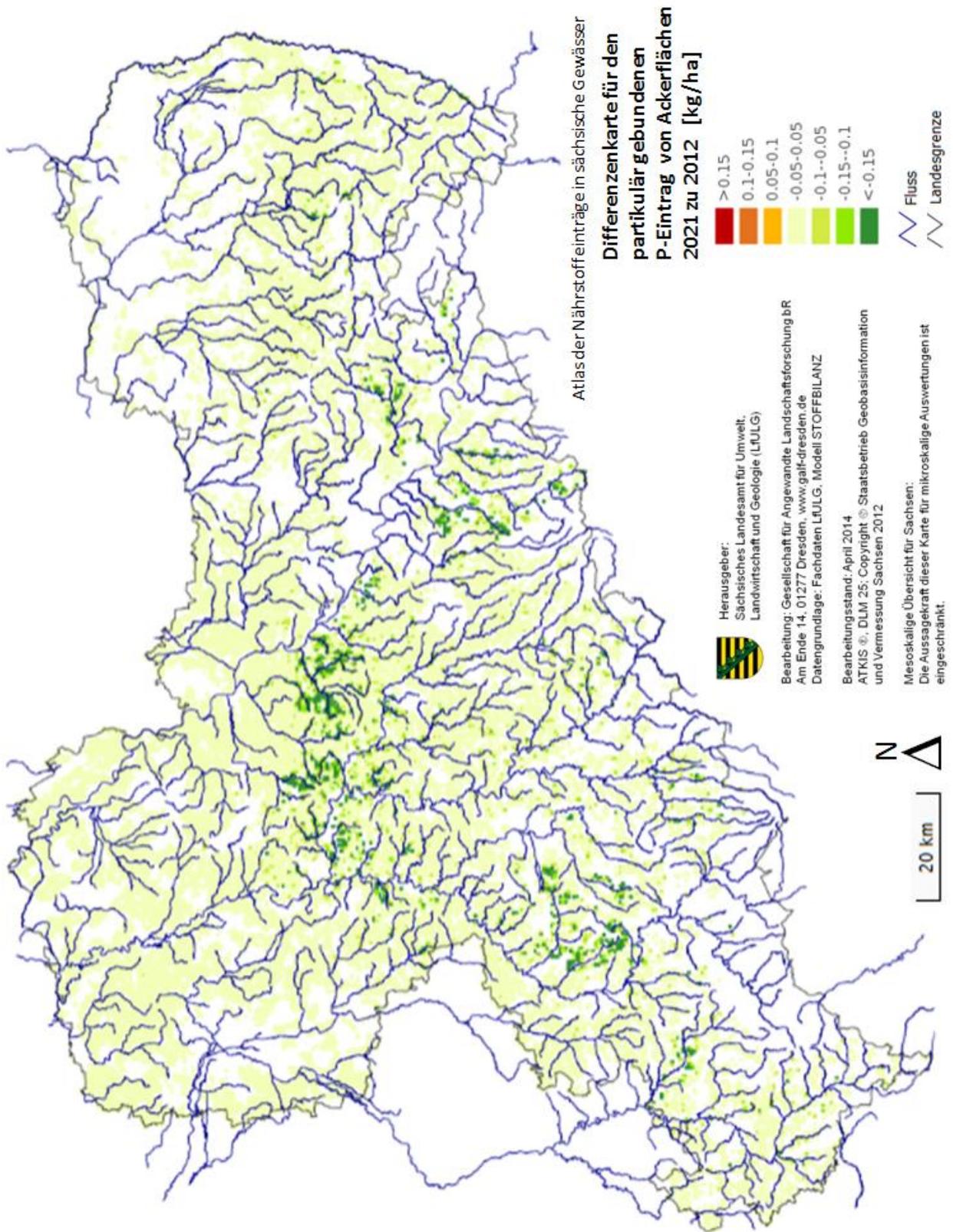


Abbildung 46: Differenzkarte für den partikelgebundenen P-Eintrag (Acker): Kombi 2021 zu Zeitschnitt 2012

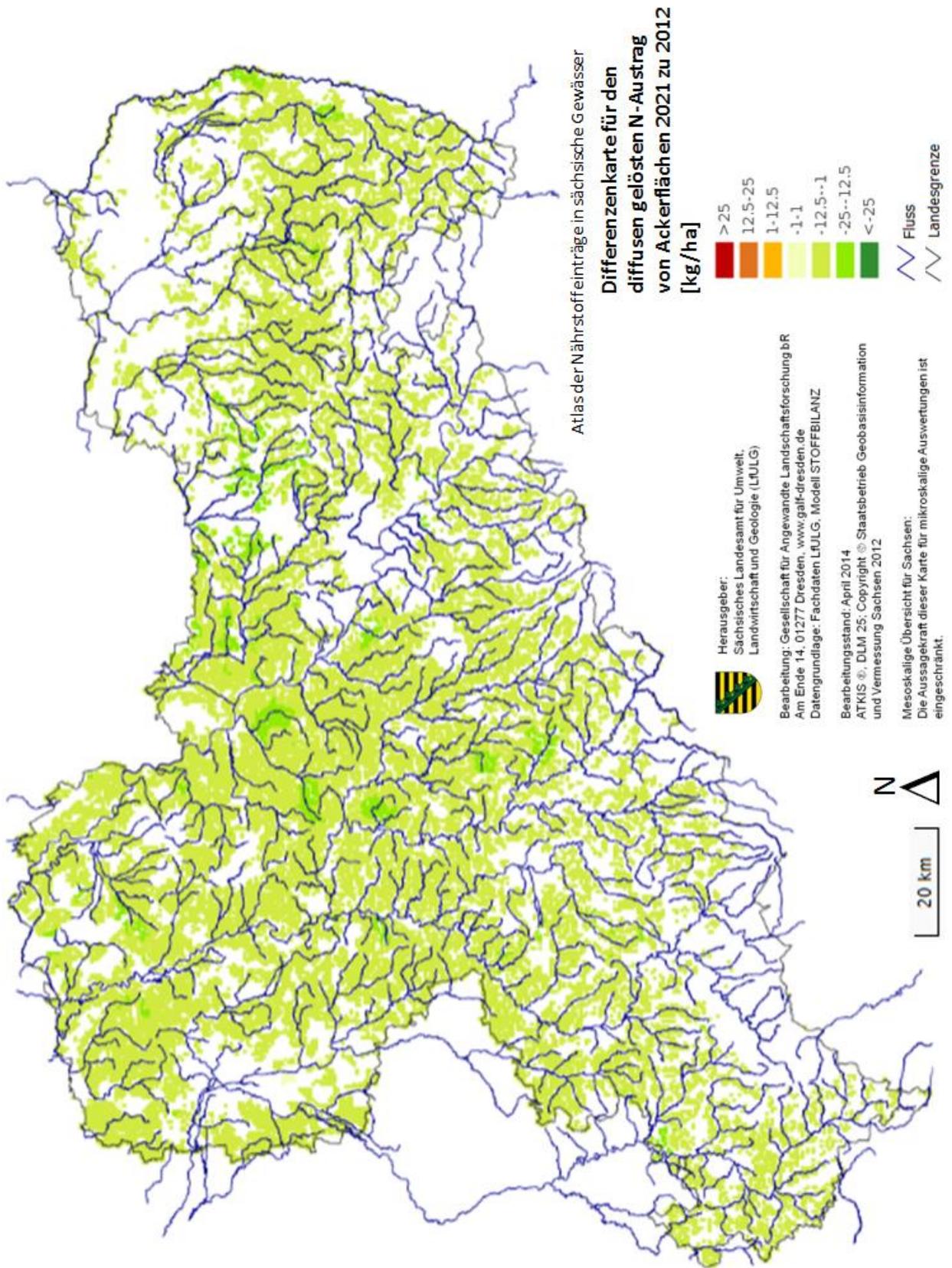


Abbildung 47: Differenzenkarte für den diffusen gelösten N-Austrag (Acker): Kombi 2021 zu Zeitschnitt 2012

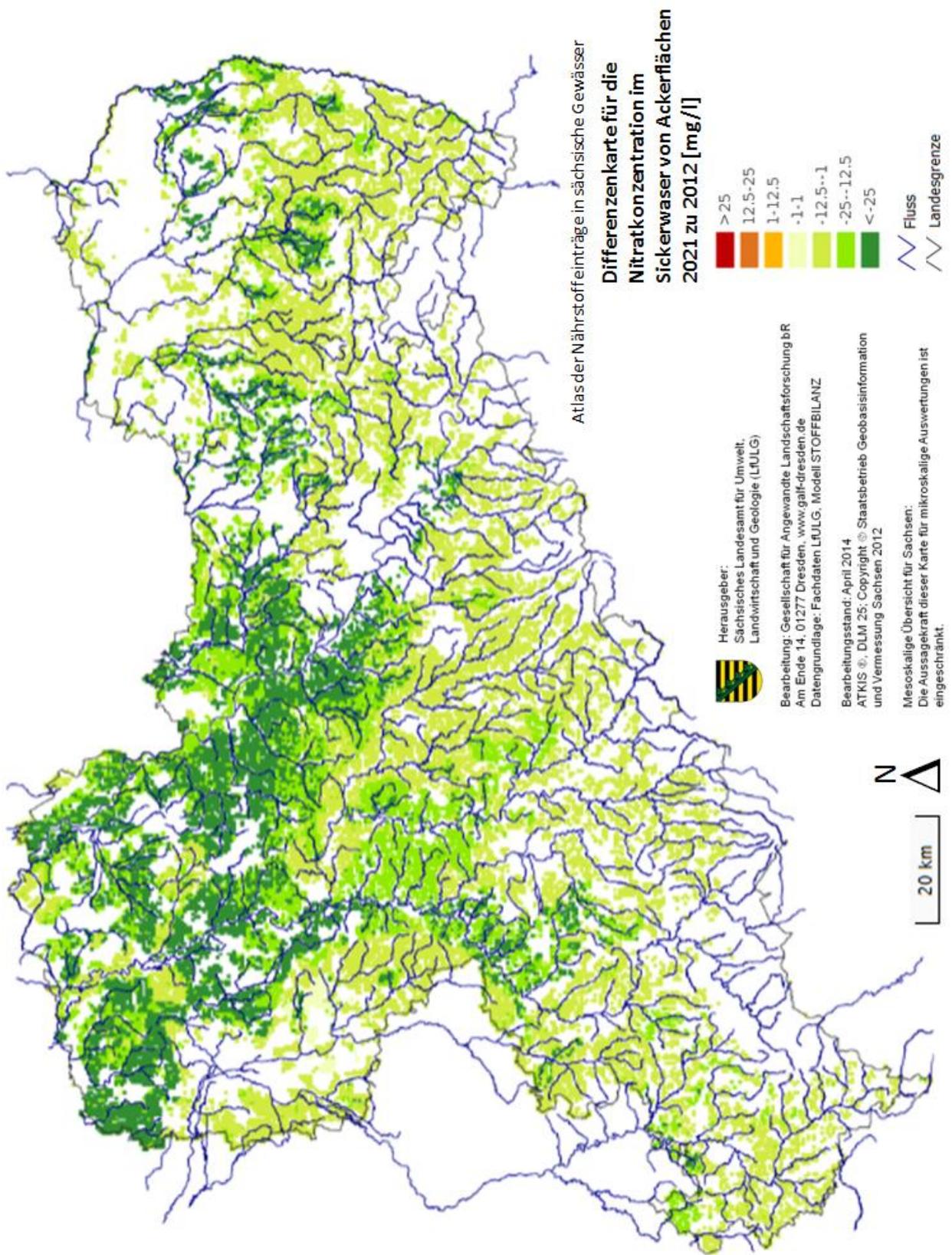


Abbildung 48: Differenzkarte für die Nitratkonzentration im Sickerwasser (Acker): Kombi 2021 zu Zeitschnitt 2012

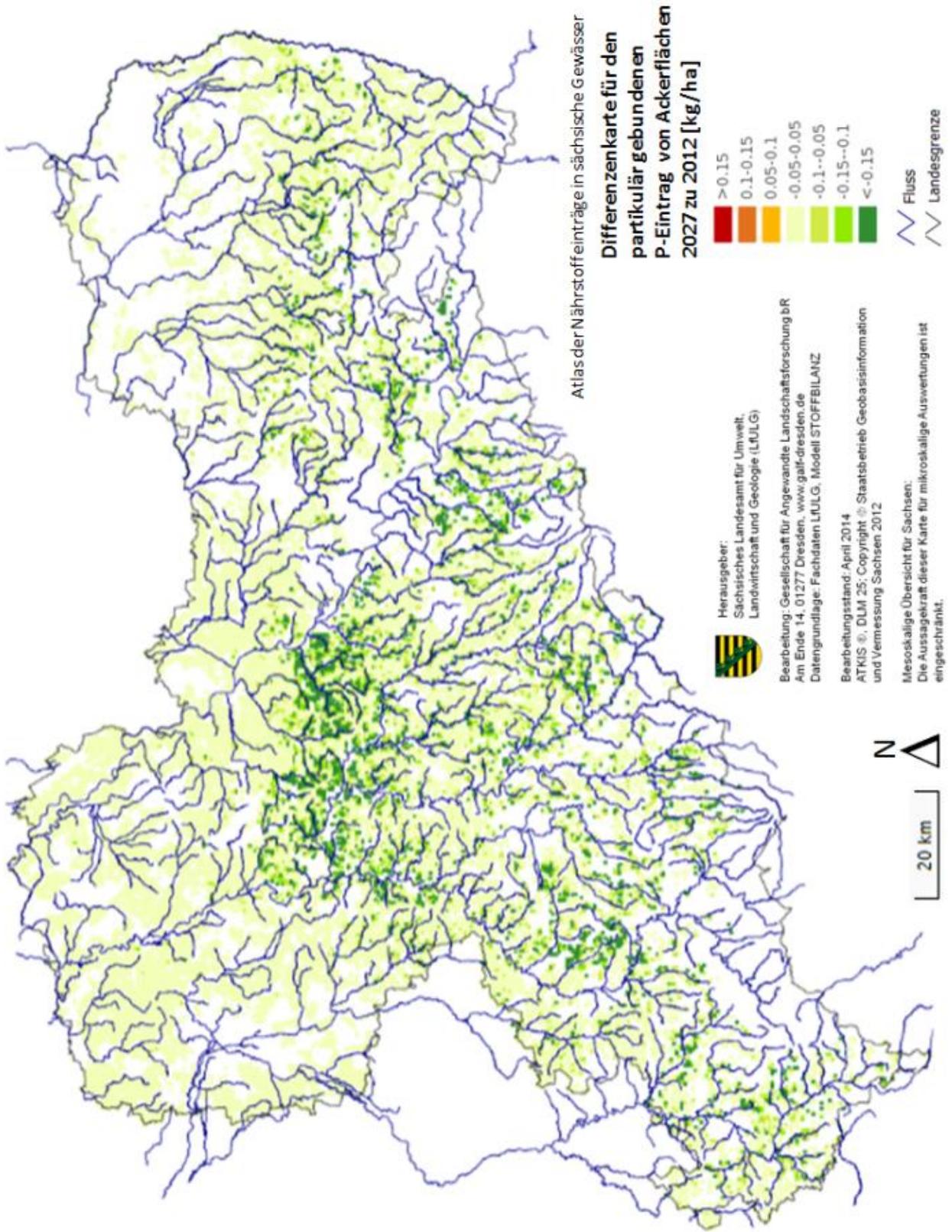


Abbildung 49: Differenzenkarte für den partikelgebundenen P-Eintrag (Acker): Kombi 2027 zu Zeitschnitt 2012

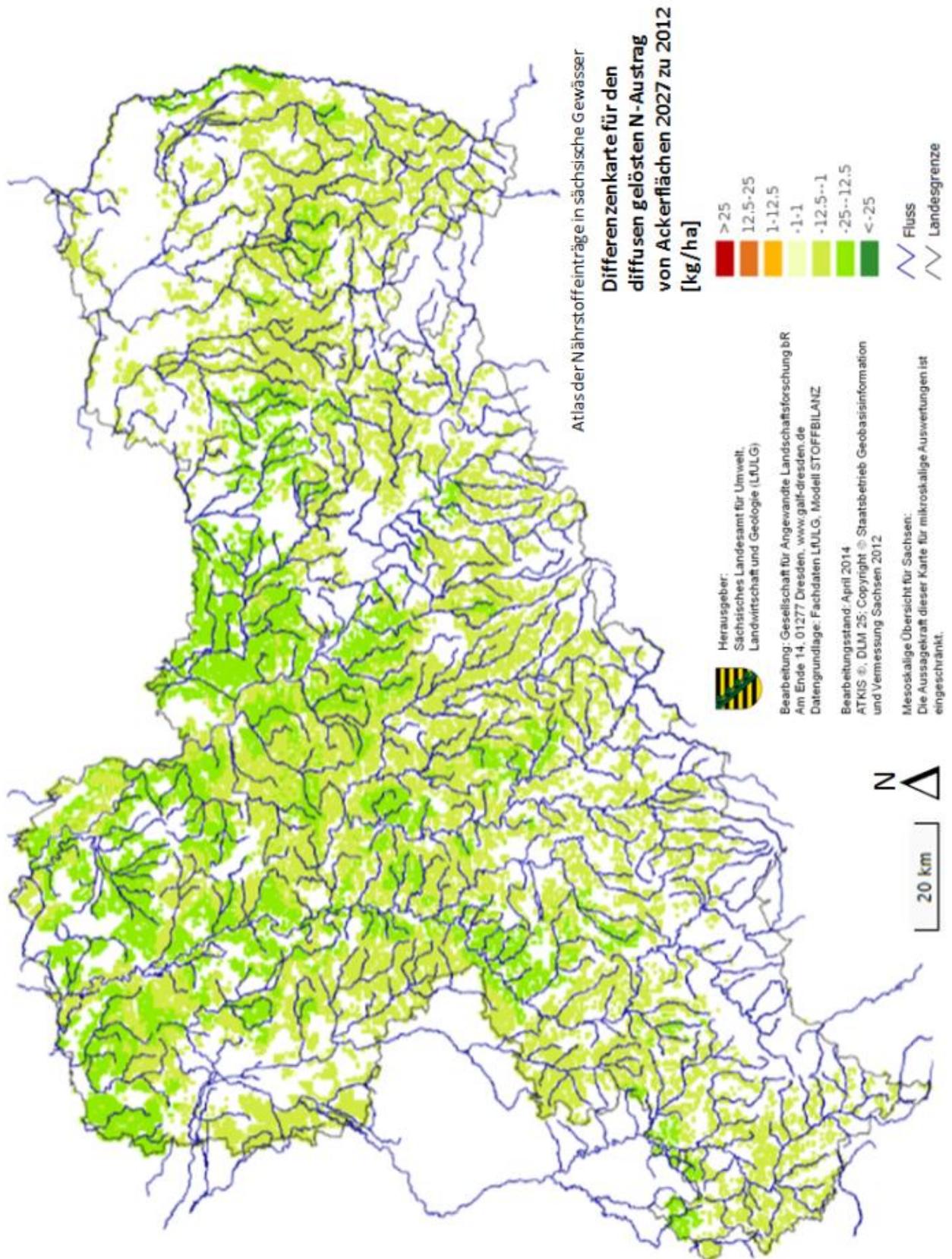


Abbildung 50: Differenzenkarte für den diffusen N-Austrag von (Acker): Kombi 2027 zu Zeitschnitt 2012

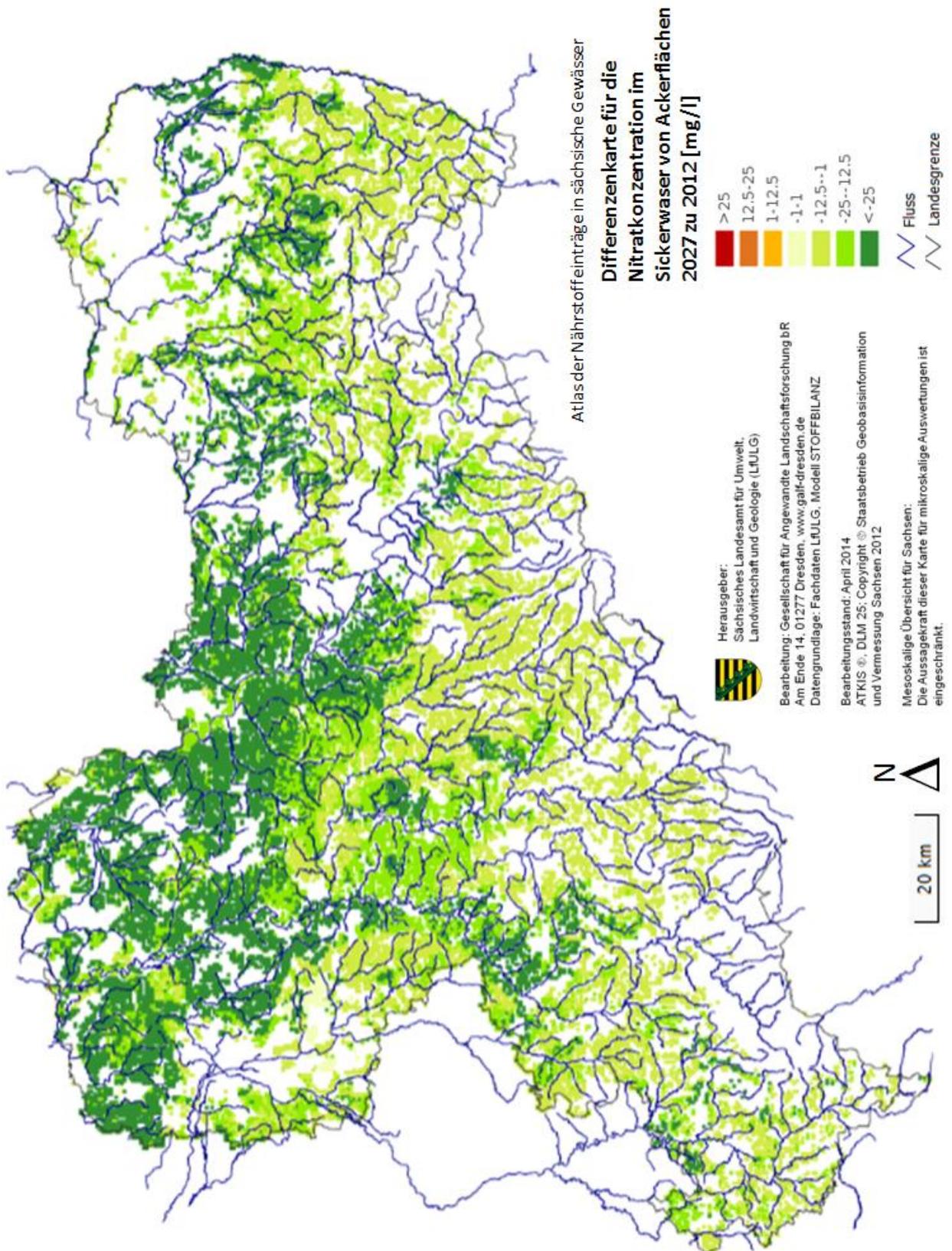


Abbildung 51: Differenzkarte für die Nitratkonzentration im Sickerwasser (Acker): Kombi 2027 zu Zeitschnitt 2012

6.3.3 Gesamtbewertung Landwirtschaft

In Abbildung 52 und Abbildung 53 werden die in Kap. 6.3.1 aufgeführten Maßnahmenblöcke und deren Minderungspotenziale für den partikelgebundenen P-Eintrag und den N-Austrag für die Ackerfläche vergleichend einschließlich der „Maßnahmenkombination Ldw.“ für Szenario 1 (Kombi 2021) bzw. Szenario 2 (Kombi 2027) gegenübergestellt.

Beim partikelgebundenen P-Eintrag von der Ackerfläche erweist sich die Maßnahme AL 1 (Grünstreifen auf Acker, hier angenommen als Gewässerrandstreifen) schon für 2021, insbesondere aber für 2027 als sehr wirkungsvoll, gefolgt von der Maßnahme PG. Für die Maßnahmenkombination ergibt sich in Szenario 1 (2021) eine simulierte Minderung von 14 % gegenüber 2012. Bei Szenario 2 (2027) beträgt die Minderung sogar 33 % gegenüber 2012.

Für den N-Austrag sind die Effekte von AL 2, AL 3, AL 4 und ÖA für Szenario 1 (2021) marginal, weil die Flächenanteile denen von 2012 weitgehend entsprechen bzw. aufgrund identischer Datenlage keine Unterschiede vorhanden sind (AL 3). Dagegen wirken sich die angenommenen Reduzierungen der Bilanzsalden in den Prioritären Gebieten (PG) in Szenario 1 bzw. 2 besonders stark aus. Hinzu kommen hier Rückgänge der N-Nachlieferung aus der organischen Bodensubstanz durch die Annahme flächendeckender konservierender Bodenbearbeitung und der damit einhergehenden verringerten Mineralisierungsrate aus der organischen Bodensubstanz. Im Umkehrschluss dürfte die Folge langfristig eine Erhöhung des Humusgehaltes und damit wiederum ein erhöhtes Freisetzungspotenzial von N aus der organischen Bodensubstanz sein. Die Wirkung der Minderung wäre dann zeitlich befristet und käme zum Erliegen, wenn sich ein neues Humusgleichgewicht eingestellt hat. Für die Maßnahmenkombination von Szenario 1 (2021) geht der N-Austrag aus der Bodenzone um ca. 21 % zurück, für Szenario 2 (2027) sogar um ca. 31 %. Die hektarbezogenen Minderungen auf der Ackerfläche liegen dann bei 6 bzw. 9 kg/ha/a.

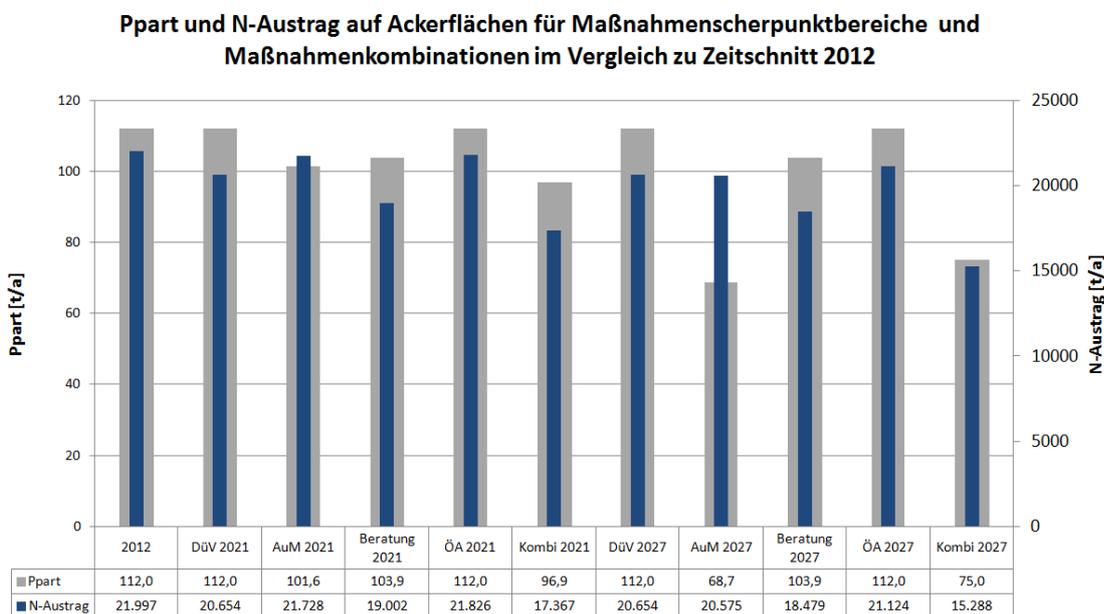


Abbildung 52: Partikelgebundene P-Einträge¹² und N-Austräge für die Maßnahmen 2021 bzw. 2027 (Acker)

¹² DÜV: nov. Düngerverordnung, AuM: AL1, AL2, AL 3, AL 4; Beratung: PG; ÖA: ökologischer Ackerbau

Die prozentualen Minderungswerte gelten sowohl für den N-Austrag als auch den Nitrateintrag im Sickerwasser. Für die aus Ackerflächen resultierenden N-Einträge (Emissionen) in die Oberflächengewässer muss dagegen beachtet werden, dass die dort ankommende Minderung durch die Aufteilung der Fracht auf die Abflusskomponenten und die Denitrifikation im Grundwasserabfluss überlagert wird. Zu beachten ist, dass sich alle Angaben ausschließlich auf die Ackerfläche beziehen.

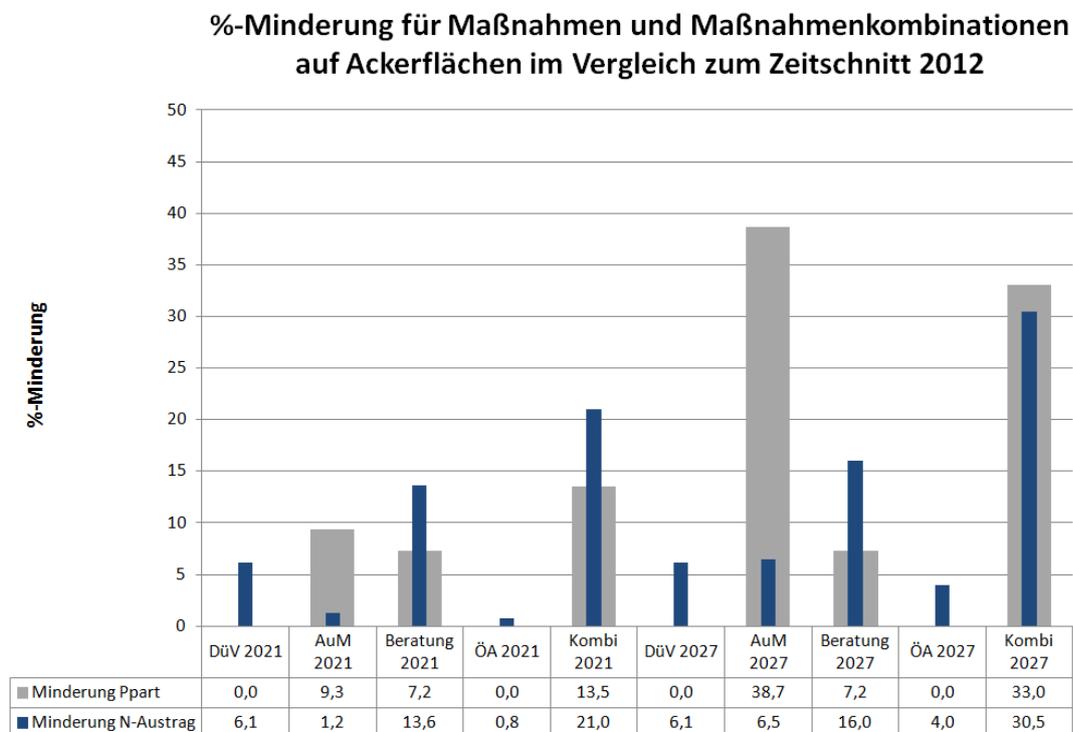


Abbildung 53: Minderung des partikelgebundenen P-Eintrages¹³ bzw. N-Austrages¹⁴ 2021 bzw. 2027 zu 2012 (Acker)

6.3.4 Maßnahmen im Bereich „Siedlungswasserwirtschaft“ (Szenario 1 und Szenario 2)

Im Folgenden wird ein Überblick über die simulierten Nährstoffeinträge (N, P) für den Teilbereich Punktquellen Siedlungswasserwirtschaft für 2021 (Szenario 1) bzw. 2027 (Szenario 2) im Vergleich zum Zeitschnitt 2012 gegeben (Tabelle 27). Berücksichtigt werden die P-Einträge aus kommunalen und industriellen Kläranlagen sowie der demografische Wandel, der in allen Landkreisen eine rückläufige Einwohnerzahl erwarten lässt. In den kreisfreien Städten Dresden und Leipzig wird dagegen von einem leichten Anstieg der Einwohnerzahl ausgegangen.

¹³ DÜV: nov. Düngeverordnung, AuM: AL1, AL2, AL 3, AL 4; Beratung: PG; ÖA: ökologischer Ackerbau

¹⁴ entspricht prozentualer Minderung des Nitrat-Eintrages im Sickerwasser

Tabelle 27: TP- und TN-Einträge [t/a] aus Punktquellen in Sachsen für die Zeitschnitte 2012, 2021 und 2027

Zentrale Kläranlagen	TP - 2012	TP - 2021	TP - 2027	TN - 2012	TN - 2021	TN - 2027
Industrielle Kläranlagen	11,9	11,9	11,9	185,6	185,6	185,6
Kommunale Kläranlagen	354,4	356,5	339,3	3.716,4	3.838,0	3.718,6
Summe	366,3	368,4	351,2	3.902,0	4.023,6	3.904,2

Gegenüber dem Zeitschnitt 2012 ergeben sich für 2021 leichte Erhöhungen der P- und N-Einträge, jeweils bedingt durch die Entwicklung der kommunalen Einleitungen. Hier wird auf der einen Seite von einer weiteren Erhöhung der Anschlussgrade ausgegangen, die sich frachterhöhend auswirkt. Auf der anderen Seite bringt der demografische Wandel (Bevölkerungsrückgang) Entlastungen, die die vorgenannte Erhöhung nicht vollständig kompensieren können. Für 2027 wirkt sich dann der demografische Wandel sowohl für P als auch für N entlastend aus. Von einer weiteren Erhöhung der Anschlussgrade an zentrale Kläranlagen wird nicht mehr ausgegangen.

Die Generierung der diffusen N-Einträge über versiegelte Flächen (dezentrale Einleiter) unterscheidet zwischen den in Tabelle 28 angegebenen drei Pfaden.

Tabelle 28: Diffuse N- und P-Einträge [t/a] von versiegelten Flächen für die Zeitschnitte 2012, 2021 und 2027

Jahr	TP - 2012	TP - 2021	TP - 2027	TN - 2012	TN - 2021	TN - 2027
Regenwasserkanal	73,2	73,2	73,2	233,4	233,4	233,4
Ohne Kanalanschluss	90,7	56,8	52,9	513,6	247,5	230,1
Bürgermeisterkanal	61,8	32,7	30,6	364,1	142,6	133,1
Summe	225,7	162,8	156,7	1111,1	623,5	596,6

Für die dezentralen Einleiter ergeben sich gegenüber dem Zeitschnitt 2012 für 2021 bzw. 2027 jeweils Minderungen der N- und P-Einträge. Der deutlich stärkere Rückgang bis 2021 ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass hinsichtlich der dezentralen Anlagen ein vollständiges Erreichen des „Standes der Technik“ angenommen wird. Zusätzlich erhöhen sich die Anschlussgrade an die zentralen Entsorgungsnetze. Bis 2027 wirkt sich dann nur noch der demografische Wandel mindernd aus.

7 Vergleich von Status quo-Modellierung und prognostizierten Minderungswirkungen bis 2027

7.1 Szenario 1 – 2021 zu Zeitschnitt 2012

Im Rahmen der nachfolgenden Betrachtungen werden integrative Abschätzungen einer summarischen Wirkung der zur Realisierung angenommenen Maßnahmen zur P- bzw. N-Eintragsminderung bis 2021 in den Teilbereichen Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft vorgenommen. Die Darstellung erfolgt auf OWK-Ebene. Einbezogen wird Szenario 1 – Maßnahmenkombination 2021 in Verbindung mit dem Szenario 1 – Siedlungswasserwirtschaft 2021.

Die Gesamtminderungswirkung für Phosphor gegenüber Zeitschnitt 2012 (Status quo-Modellierung) wird anhand des Parameters „Punktuelle und diffuser P-Eintrag“ aufgezeigt. Dieser beinhaltet die diffusen P-Einträge über den partikelgebundenen und gelösten Eintragspfad für alle unversiegelten Flächen, die diffusen Einträge aus dezentralen KA und die punktuellen Einträge aus zentralen KA.

Die integrative Gesamtminderungswirkung für Szenario 1 (2021) liegt für P in der Summe bei 76 t P/a bzw. bei 9 % im sächsischen Mittel. Der Gesamteintrag verringert sich damit von 873 t P/a in 2012 auf 797 t P/a 2021 (Tabelle 29).

Die Gesamtminderungswirkung für Stickstoff wird anhand des Parameters „Punktuelle und diffuser N-Eintrag“ je OWK aufgezeigt. Berücksichtigt werden hierbei die diffusen N-Einträge in die Oberflächengewässer und die partikelgebundene N-Emission für alle unversiegelten Flächen, die diffusen Emissionen aus dezentralen Kläranlagen und Regenwasserkanal sowie die punktuellen Emissionen aus zentralen Kläranlagen. Die Denitrifikation während der Grundwasserpassage ist hierbei vereinfachend berücksichtigt. Deshalb liegt der betrachtete diffuse N-Eintrag niedriger als der N-Austrag aus der Bodenzone. Die integrative Gesamtminderungswirkung 2021 gegenüber 2012 liegt für den gesamten N-Eintrag bei 11 % im sächsischen Mittel (siehe Tabelle 29). Retentionen während der Transportphase im Oberflächenwassergewässer sind dabei noch nicht berücksichtigt. In der überwiegenden Zahl der OWK nimmt der N-Eintrag ab. Zunahmen treten dann auf, wenn die Punkteinleiter aufgrund der erhöhten Anschlussgrade deutlicher ansteigen. Dies betrifft vor allem große OWK-Eigeneinzugsgebiete, in deren Oberliegern aufgrund der Rückgänge im dezentralen Bereich Frachtrückgänge zu verzeichnen sind.

Die integrative Gesamtminderung für Szenario 1 (2021) liegt für N in der Summe bei 3.645 t N/a. Der Gesamteintrag verringert sich damit von 34.546 t N/a 2012 auf 30.901 t N/a 2021 (siehe Tabelle 29).

7.2 Szenario 2 – 2027 zu Zeitschnitt 2012

Die integrative Abschätzung der summarischen Wirkung der zur Realisierung angenommenen Maßnahmen zur P- bzw. N-Eintragsminderung in den Teilbereichen Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft wird im Folgenden auch für Szenario 2 (2027) analog zur Vorgehensweise in Kap. 7.1 vorgenommen.

Die integrative Gesamtminderungswirkung für Szenario 2 (2027) gegenüber Zeitschnitt 2012 (Status quo-Modellierung) liegt für P in der Summe bei 122 t/a bzw. bei 14 % im sächsischen Mittel (siehe Tabelle 29). Der Gesamteintrag verringert sich damit von 873 t P/a 2012 auf 751 t P/a 2027.

Die integrative Gesamtminderungswirkung für Szenario 2 (2027) gegenüber 2012 liegt für den gesamten N-Eintrag bei 15 % im sächsischen Mittel (siehe Tabelle 29). Retentionen während der Transportphase im Oberflächenwassergewässer sind dabei noch nicht berücksichtigt. In der überwiegenden Zahl der OWK nimmt der N-Eintrag ab. Zunahmen treten dann auf, wenn die Punkteinleiter aufgrund der erhöhten Anschlussgrade deutlicher ansteigen. Dies betrifft vor allem große OWK-Eigeneinzugsgebiete, in deren Oberliegern aufgrund der Rückgänge im dezentralen Bereich Frachtrückgänge zu verzeichnen sind.

Die Gesamtminderung für Szenario 2 (2027) liegt für N in der Summe 5.315 t N/a. Der Gesamteintrag verringert sich damit von 34.546 t/a 2012 auf 29.231 t/a 2027 (siehe Tabelle 29). Die Denitrifikation während der Grundwasserpassage ist hierbei vereinfachend mit berücksichtigt, indem die relative Denitrifikationsleistung von Zeitschnitt 2012 eingerechnet wird.

7.3 Zusammenfassende Bewertung

Tabelle 29 fasst die P- bzw. N-Emissionen (Einträge in die Oberflächengewässer) für den Bilanzzeitschnitt 2012 (Status quo-Modellierung) und die Szenarien 1 (2021) bzw. 2 (2027) für die Bereiche „Landwirtschaft“ (jeweils Maßnahmenkombination) bzw. „Siedlungswasserwirtschaft“ jeweils getrennt und in ihrer summativen Wirkung zusammen. Die enthaltenen Minderungswirkungen beziehen sich auf die Gebietssummen für Gesamtsachsen.

Tabelle 29: Punktuelle und diffuse P-Emissionen, N-Emissionen für Zeitschnitt 2012 und Szenario 1 bzw. 2¹⁵

Parameter	2012	Kombi Ldw. 2021	Kombi Ldw. 2027	Siedlung 2021	Siedlung 2027	Kombi Ldw. + Siedl. 2021	Kombi Ldw. + Siedl. 2027
P-Emission [t/a]	873	864	829	806	795	797	751
%-Minderung P-Emission zu 2012	-	1,0	5,0	7,7	8,9	8,7	14,0
N-Emission [t/a]	34.546	31.407	29.929	34.040	33.848	30.901	29.231
%-Minderung N-Emission zu 2012	-	9,1	13,4	1,5	2,0	10,6	15,4

¹⁵ Jeweils Maßnahmenkombination Ldw. (Kombi Ldw.), Siedlungswasserwirtschaft (Siedlung), Gesamtminderung aus Ldw. + Siedlungswasserwirtschaft (Kombi Ldw. + Siedlung).

Bei der simulierten N-Emission wurde vereinfachend angenommen, dass die Denitrifikation im Grundwasserleiter im Vergleich zu Bilanzzeitschnitt 2012 relativ gesehen vergleichbar ist.

Bei konsequenter Umsetzung der Maßnahmen in Szenario 1 bzw. Szenario 2 (jeweils Maßnahmenkombination Landwirtschaft + Siedlungswasserwirtschaft) wird eine Reduzierung der diffusen und punktuellen P-Einträge um 76 (2021) bzw. 122 t/a (2027) simuliert. Für Stickstoff liegt die Reduzierung bei 3.645 (2021) bzw. 5.315 t/a. Es handelt sich hierbei um ein Minderungspotenzial, das lediglich eine grobe Annäherung an die realen Verhältnisse darstellt. Die tatsächlich erreichbare Minderung in der Fläche ist eine Funktion des Standortes, der in der hier vorliegenden Mesoskala nicht betrachtet wird. Die Maßnahmenkulissen basieren vielmehr auf räumlich relativ hoch aggregierten Ebenen (z. B. Landwirtschaftliche Vergleichsgebiete). Planerische Ableitungen sollten dementsprechend ebenfalls auf der regionalen Skala erfolgen. Es handelt sich bei allen Szenarienrechnungen um eine ausschließlich quellenbezogene Betrachtung. Die Eintragspfade sowie dort stattfindende Transport- und Umsatzprozesse wurden nur grob abgeschätzt, um den Modellierungsaufwand zu begrenzen. Auch die zeitliche Verzögerung einer Maßnahmenwirkung durch die Verweilzeit im Grundwasser wird nicht einbezogen. Eine weitere pfadbezogene Aufschlüsselung ist von der Aufwand-Nutzen-Relation deshalb nicht sinnvoll.

In einer abschließenden Gegenüberstellung werden die diffusen und punktuellen N- bzw. P-Emissionen und Immissionen für Szenario 1 (2021) bzw. Szenario 2 (2027) (Maßnahmenkombination Landwirtschaft + Siedlungswasserwirtschaft) für die sächsischen Gebietsteile abgeschätzt und mit den Ergebnissen von 2012 verglichen (Tabelle 30 und Tabelle 31). Die diffuse gelöste N-Emission aus der unversiegelten Fläche ergibt sich dabei aus dem N-Austrag aus der Bodenzone, abzüglich einer für die Grundwasserpassage eingesetzten Denitrifikation, die relativ gesehen derjenigen in 2012 entspricht. Weitere Komponenten der N-Emission sind die partikelgebundenen N-Einträge sowie die Einträge aus zentralen und dezentralen KA und Regenwasserkanal, wobei die Grundwasserpassage hier nicht relevant ist. Für Phosphor können Stoffumsatzprozesse während der Grundwasserpassage vernachlässigt werden. Die P-Emission umfasst damit die Summe aller Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen. Die N- bzw. P-Immission ergibt sich aus der jeweiligen Emission unter Neuberechnung der N- bzw. P-Retention während der Oberflächenwasserpassage.

Tabelle 30: Modellierte P-Emission bzw. -Immission [t/a] in den sächsischen Gebietsteilen der FGE Elbe und FGE Oder

Gebietsteil	Emission 2012	Immission 2012	Emission 2021 Szenario 1	Immission 2021 Szenario 1	Emission 2027 Szenario 2	Immission 2027 Szenario 2
Mulde	358	331	325	300	302	278
Elbe ¹⁶	201	198	196	195	188	187
Weißer Elster/Eger ¹⁷	158	141	141	130	134	125
Spree	59	55	54	49	51	46
Schwarze Elster	72	68	60	59	57	56
Lausitzer Neiße	25	25	21	21	20	20
Summe Sachsen	873	817	797	753	751	712

¹⁶ sächsisches Einzugsgebiet

¹⁷ ohne thüringische Emissionen, ohne P-Retention in Thüringen

Tabelle 31: Modellierte N-Emission bzw. -Immission [t/a] in den sächsischen Gebietsteilen der FGE Elbe und FGE Oder

Gebietsteil	Emission 2012	Immission 2012	Emission 2021 Szenario 1	Immission 2021 Szenario 1	Emission 2027 Szenario 2	Immission 2027 Szenario 2
Mulde	13.338	10.777	11.830	9.514	11.191	8.981
Elbe ¹⁸	7.688	6.460	6.930	5.832	6.600	5.547
Weißer Elster / Eger ¹⁹	6.371	4.323	5.806	3.872	5.525	3.686
Spree	2.649	2.083	2.400	1.886	2.262	1.779
Schwarze Elster	3.355	2.780	2.888	2.393	2.668	2.208
Lausitzer Neiße	1.145	802	1.047	731	986	688
Summe Sachsen	34.546	27.223	30.901	24.227	29.231	22.888

8 Fazit

Mit dem Basisprojekt „Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“ (HALBFAß et al. 2009) und weiteren darauf aufbauenden Projektarbeiten wurde auf der Grundlage des in Sachsen entwickelten Modellkonzeptes STOFFBILANZ in den zurückliegenden Jahren ein wichtiger modellbasierter komplexer 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 Gewässer gelegt.

Die Ermittlung bzw. Quantifizierung der diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge in die sächsischen Grund- und Oberflächenwasserkörper unter Anwendung des vorrangig für den Einsatz im mittleren Maßstabsbereich ausgelegten Modells STOFFBILANZ wurde auf der arbeitsgeometrischen Grundlage 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 Nährstoffeintragssituation im Freistaat Sachsen für die repräsentativen Zeitschnitte der Jahre 2000, 2005 bzw. 2012 („Status quo“) ab.

Mit den Projektergebnissen liegt für das Gebiet des Freistaates Sachsen eine flächendeckende Datengrundlage zur weiteren Unterstützung der Bearbeitung nährstoffproblembezogener Bewirtschaftungsfragen für Gewässereinzugsgebiete der mittleren Maßstabsebene vor.

Im Rahmen der fachbehördlichen Erstellung sächsischer Beiträge im Kontext der Aufstellung bzw. Fortschreibung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder für den ersten und zweiten WRRL-Bewirtschaftungszyklus bildeten die Projektergebnisse einen wichtigen ergänzenden Datenpool bei der Erstellung bzw. Fortschreibung der WRRL-Bestandsaufnahme hinsichtlich der Ermittlung von Nährstoffeintragsbelastungen der Wasserkörper aus punktuellen und diffusen Quellen.

¹⁸ sächsisches Einzugsgebiet

¹⁹ ohne thüringische Emissionen, ohne P-Retention in Thüringen

Darüber hinaus wurde, ausgehend von den vorliegenden Fortschreibungsergebnissen zur Nährstoffbelastungssituation für den Bilanzzeitschnitt 2012, auch für weitere „Projektionszeitschnitte“ analysiert, welche Nährstoffeintragsminderungspotenziale vorrangig in den Bereichen Land- und Siedlungswasserwirtschaft bis zum Ende des zweiten WRRL-Bewirtschaftungszyklus (2021) bzw. bis zum Ende des dritten WRRL-Bewirtschaftungszyklus (2027) ggf. noch vorhanden sind und in welchem realisierbaren Umfang diese mit welchen zu erwartenden Eintragsminderungseffekten auf die sächsischen Grund- und Oberflächenwasserkörper voraussichtlich umgesetzt werden können. Künftig zu erwartende Entwicklungen projektrelevanter Rahmenbedingungen in der Land- und Wasserwirtschaft wurden hierbei – soweit derzeit abschätzbar – mit berücksichtigt.

Dem potenziellen, vorrangig fachbehördlichen Anwenderkreis und weiteren interessierten Nutzern aus der sonstigen Fachöffentlichkeit wird über das ergänzende Internet-Anwendungstool „STOFFBILANZ-Viewer“ (www.viewer.stoffbilanz.de) ein differenzierter Zugriff auf ausgewählte Projektdaten ermöglicht, über den in unterschiedlichen Umfängen bzw. Informationstiefen ein webbasiertes Visualisieren, Auswerten und Herunterladen von Eingangs- und Ergebnisdaten bzw. -karten möglich ist. Eingangs-, Zwischen- und Endergebnisdaten aus den modellgestützten Berechnungen können hierbei mit unterschiedlich wählbarer hydrologischer oder administrativer Gebietsgeometrie für die jeweils im Modell hinterlegten, unterschiedlichen fachthematischen Teilebenen dargestellt bzw. statistisch weiter ausgewertet werden.

9 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, In: Selbstverlag, Uni Hohenheim.
- 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. (1989): Predicting nutrient enrichment from long term average soil loss. Soil Techn., 2, S. 271 – 277.
- AUERSWALD, K. (1997): Feststofftransport in Fließgewässern. In: Blume HP, Felix-Henningsen P, Fischer WR, Frede HG, Horn R, Stahr K (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde. ecomed, Landsberg/ Lech, 3. Erg. Lfg., S. 12
- 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, Landnutzung Landentwicklung, 43, 1-5.
- AUERSWALD, K.; WEIGAND, S. (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999.
- BAW (2005): Phosphataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberösterreich. Endbericht, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Wien.
- BEHRENDT, H.; HUBER, P.; KORNMILCH, M.; OPITZ, D.; SCHMOLL, O.; SCHOLZ, G.; UEBE, R. (2000): Nutrient emissions into river basins of Germany. – UBA-Texte 23/00, 266 pp.
- BEHRENDT, H.; KORNMILCH, M.; OPITZ, D.; SCHMOLL, O.; SCHOLZ, G.; UEBE, R. (2002): Estimation of the nutrient inputs into river systems- experiences from German rivers. In: Regional Environmental Changes 3, 107-117.
- BACH, M.; GRIMM, M.; FREDE, H. G. (2003): Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für Gemeinden – Beispiel Hessen. In Wasser & Boden, 55/7+8, 120-126.
- BERKHOFF, K. (2008): Spatially explicit groundwater vulnerability assessment to support the implementation of the Water Framework Directive - a practical approach with stakeholders. In: Hydrol. Earth Syst. Sci., 12, 111-122
- 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.; NICOLLAUD, 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, pp. 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, p. 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. (2007): Untersuchungen zur Stickstoff-, Phosphor- und Schwefelbelastung des Sickerwassers unter Dauergrünland. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, 17./18. April 2007, Irndning, Österreich.
- DILS, R. M.; HEATHWAITE, A. L. (1999): The controversial role of tile drainage in phosphorus export from agricultural land. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 39, No. 12, 55-61.
- 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.
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 22.12.2000 L 327/1.
- Finck M (2010): Modellierung des N-Austrags unter Berücksichtigung regionaler N-Umsetzungsprozesse, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 96, 231 S., Diss., Uni Hohenheim
- FINCK, M.; WALTER, E.; REINSCH, M.; GEBEL, M. (2012): Abschätzung des N-Auswaschungspotenzials auf Basis der Mineral-N-Bilanz. *VDLUFA-Schriftenreihe* 68, 2012, 253-266
- Freistaat Sachsen (2004): Landwirtschaftlicher Bodenschutz. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 10 – 9. Jahrgang 2004.
- 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.
- GALLER, J. (2006): Phosphat – Düngung und Eutrophierung. Landwirtschaftskammer Salzburg, 32p.
- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; KAISER, M.; SUDBRACK, R.; BUFE, J. (2009): Modellgestützte Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Minderung partikelgebundener Phosphoreinträge. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 5, p.256-260.
- Gebel M, Halbfaß S, Bürger S, Uhlig M (2012a): STOFFBILANZ – Modellerläuterung, <http://www.stoffbilanz.de>.
- GEBEL, M.; BÜRGER, S.; HALBFAß, S. (2012b): Modellgestützte Wirkungsabschätzung der Umsetzung ausgewählter Maßnahmen des ersten WRRL- Bewirtschaftungsplanes in den Bereichen Land- und Siedlungswasserwirtschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen in Grund- und Oberflächenwasserkörper auf mittelmaßstäblicher Betrachtungsebene für das Gebiet des Freistaates Sachsen. Abschlussbericht im Auftrag des LfULG Sachsen (unveröff.), Dresden.
- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; BÜRGER, S.; LORZ, C. (2012c): Long-term simulation of effects of energy crop cultivation on nitrogen leaching and surface water quality in Saxony/Germany. *Reg Environ Change*, 2013, 13: 249-261.

- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; BÜRGER, S. (2013): Modellgestützte Fortschreibung von Eingangsdaten, Methoden und Ergebnissen des Projektes „Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“ auf der mittleren Maßstabsebene sowie Ableitung von Maßnahmenempfehlungen zur weiteren Verringerung von Nährstoffeinträgen in die Grund- und Oberflächenwasserkörper des Freistaates Sachsen, Teilprojekt: Vorbereitung der Modelleingangsdaten. Abschlussbericht im Auftrag des LfULG Sachsen (unveröff.), Dresden.
- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; BÜRGER, S. (2014c): Modellgestützte Fortschreibung von Eingangsdaten, Methoden und Ergebnissen des Projektes „Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“ auf der mittleren Maßstabsebene sowie Ableitung von Maßnahmenempfehlungen zur weiteren Verringerung von Nährstoffeinträgen in die Grund- und Oberflächenwasserkörper des Freistaates Sachsen, Teilprojekt: Modellierung. Abschlussbericht im Auftrag des LfULG Sachsen (unveröff.), Dresden.
- GEBEL, M.; UHLIG, M.; HALBFAß, S.; MEIBNER, R.; DUAN, S. (2014a): Predicting erosion and sediment yield in a mesoscale basin in the semiarid monsoon region Miyun/China. *Ecological Processes*, 3: 5, DOI: 10.1186/2192-1709-3-5
- GEBEL, M.; MEIBNER, R.; HALBFAß, S.; HAGENAU, J.; DUAN, S. (2014b): Web GIS-based simulation of water fluxes in the Miyun catchment area. *IForest-BiogeoSciences and Forestry*, doi: 10.3832/ifor1169-007
- GEBEL, M.; FRIESE, H.; KURZER, H. J. (2015a): Modellgestützte Wirkungsabschätzung von Maßnahmen zur Minderung von Phosphoreinträgen in die Gewässer. In: DWA Landesverband Sachsen/Thüringen (Hrsg.): Phosphor – Problem oder Chance? Innovationen der Wasserwirtschaft, 27-36.
- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; BÜRGER, S.; UHLIG, M. (2015b): Modellgestützte Wirkungsabschätzungen der Umsetzung ausgewählter Maßnahmen der Land- und Siedlungswasserwirtschaft zur Verringerung von Nährstoffeinträgen in Grund- und Oberflächenwasserkörper für das Gebiet Sachsen in den WRRL- Bewirtschaftungszeiträumen bis 2021 bzw. 2027
- GHADIRI, H. & ROSE, C. W. (1991a): Soil processes and chemical transport. Sorbed chemical transport in overland flow. 1. A nutrient and pesticide enrichment mechanism, *J. Environ. Qual.*, 20, p.628-633.
- GHADIRI, H. & ROSE, C. W. (1991b): Soil processes and chemical transport. Sorbed chemical transport in overland flow. 2. Enrichment ratio variation with erosion process, *J. Environ. Qual.*, 20, p.634-641.
- GRIMM-STRELE, J.; CASPER, M.; VAN DIJK, P.; FINCK, M.; GUDERA, T.; KORTE, S. (2008): Der Modellverbund MoNit zur Simulation der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben. *Wasserwirtschaft* 1-2, p.55-89.
- GUHR, H.; MEIBNER, R. (2000): Phosphorumsatz 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 DE, Cabrera ML (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 Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter besonderer Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen, TU Dresden, Beiträge zur Landschaftsforschung, Bd. 1, Rhombos-Verlag, Berlin.
- HALBFAß, S. & GRUNEWALD, K. (2004): Räumliche Variabilität der Phosphorgehalte im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Flächen in kleinen Einzugsgebieten, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166, p.197-203.
- HALBFAß, S. & GRUNEWALD, K. (2006): Abschätzung potenzieller Herkunftsflächen von erosionsbedingten Stoffeinträgen in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab, *Wasserwirtschaft*, 12, p.28-32.
- HALBFAß, S. & GRUNEWALD, K. (2008): Ermittlung räumlich verteilter Sediment Delivery Ratio zur Modellierung von Sedimenteinträgen in Fließgewässer im mittleren Maßstab, *Wasserwirtschaft*, 3, p.31-35.

- HALBFAß, S.; GEBEL, M.; FRIESE, H.; GRUNEWALD, K.; MANNSFELD, K. (2009): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer (<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11725>)
- HAWKINS, R. H.; WARD, T. J.; WOODWARD, D. E.; VAN MULLEM, J. A. (2009) Curve Number Hydrology: State of the Practice. American Society of Civil Engineers, Reston, Virginia
- 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.
- KAISER, M. & GEBEL, M. (2003): Quantifizierung diffuser Stoffeinträge mit dem Modell STOFFBILANZ in einem bewaldeten Gewässereinzugsgebiet im Mittelgebirge. Geoöko 24 (3-4), 262-269.
- KIELHORN, C. (2005): Massnahmen zur Reduzierung des Sedimenteintrages eines Geestgewässers am Beispiel des Börnsengrabens - Herzogtum Lauenburg, Diplomarbeit, Hamburg.
- KUNKEL, R.; WENDLAND, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 19.
- LAMMERS, A. (1997): Phosphatformen und Phosphatfreisetzung in hochgedüngten Böden Europas. Diss., Agrarwissenschaften München.
- LAP (2004): Stickstoff-Düngeberatungssystem des Landes Baden-Württemberg – Düngeberechnung für Acker- und Sonderkulturen. Landesanstalt für Pflanzenbau Forchheim / Infodienst Bad.- Württemberg.
- LENNARTZ, B. (2005): Ausgewählte Aspekte der Sickerwasserprognose – Aktivitäten der AG „Sickerwasser und Stofftransport“ der DWA . In: Melchior S & K Berger, 2005 (Hrsg.) : Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56 (ISSN: 0724-6382) 56, 55-70.
- LfUG [Hrsg.] (2004): Emissionsbericht Abwasser. Bestandsaufnahme der Abwasseremissionen im Freistaat Sachsen. Datenstand 2001. Landesamt für Umwelt und Geologie, 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.
- MARCÉ, R.; ARMENGOL, J. (2009): Modeling nutrient in-stream processes at the watershed scale using Nutrient Spiralling metrics. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 6, 501– 533.
- MARY, B.; GUERIF, 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
- MEISSNER, R.; OLLESCH, G. ; KRÖGER, C. ; ENGELKE, P. ; GEBEL, M. ; HALBFAß, S. ; (2011): Einzugsgebietsbezogenes Wassermanagement im Miyun-Reservoir. KW 2011(4) 12/11, 674-679.
- 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
- MOKRY, M. (1999): Austrag von gelöstem Orthophosphat aus Drainagen unterschiedlich hoch mit Phosphor versorgter Ackerflächen. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, 13. und 14. April 1999, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning.
- MOKRY, M. (2003): Makroporen-Transport von Phosphor nach Gülleausbringung auf Löß- und Tonböden. 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, 29. und 30. April 2003, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning.

- NAGEL, H. D. & GREGOR, H. D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik (Critical Loads & Levels). Springer, Berlin, Heidelberg.
- NEWBOLD, J. D.; ELWOOD, J. W.; O'NEILL, R. V.; SHELDON, A. L. (1983): Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem – A study of nutrient spiralling. *Ecol.* 64, 1249–1265.
- NITZSCHE, O.; SCHMIDT, W.; RICHTER, W. (2000): Minderung des P-Abtrags von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 92: 178-181.
- NRCS (2004) National Engineering Handbook Part 630 Hydrology – Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall, United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service
- OTTO, R.; DELMER, C.; HEYER, W.; LÜDIGK, 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 Halbzeitbewertung 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, p.435-438
- SCHEIBE, B. (2011): Ergebnisse der 5. Regionalisierten Bevölkerungsprognose für den Freistaat Sachsen in ausgewählten Altersgruppen nach Kreisfreien Städten und Landkreisen bis 2025. Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen, *Statistik in Sachsen* 1/2011, 12-17.
- 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.
- 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.
- 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.
- STEININGER, M.; WURBS, D.; DEUMELANDT, P. (2013): Dränsysteme in Sachsen - Bedeutung landwirtschaftlicher Dränsysteme für den Wasser- und Stoffhaushalt. Schriftenreihe des LfULG, Heft 28/2013.
- 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.
- STRAUSS, P. (2008): Ackerbauliche Maßnahmen zur Reduktion von Schwebstoff- und Phosphoreintrag in Gewässer. 2. Internationale Seenfachtagung, Bad Schussenried, 8.-9.10.2008.
- SUKOPP, H. & WITTIG, R. (1998): Stadtökologie – ein Fachbuch für Studium und Praxis. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

- TRESSEL, E. (2001): Bodenhydrologische Untersuchungen in der Trier-Bitburger-Mulde auf der Basis eines Lysimeter- und Bodenfeuchtemessnetzes . 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, 24. und 25. April 2001 , BAL Gumpenstein
- 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. (2012): Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern. *Grundwasser*, 15(3):163-176.
- ULLRICH, J. (2006): Berücksichtigung von Stickstoffumsatzprozessen im Grundwasserleiter mit dem Modell STOFFBILANZ. Dipl.-Arbeit, TU Dresden, Inst. f. Geographie, Dresden.
- University of Wisconsin-Extension (1997): Urban runoff – a source of concern. GWQ020, Madison.
- VAN DER LEE, G. E. M.; VENTERINK, H. O.; ASSELMAN, N. E. M. (2004): Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in the Netherlands. *River Res. Applic.*, 20, 315 – 325.
- VAN ES, H. M.; SCHINDELBECK, R. R.; JOKELA, W. E. (2004): Effect of Manure Application Timing, Crop, and Soil Type on Phosphorus Leaching. *J. Environ. Qual.* 33:1070–1080.
- VEITH, T. L. (2002): Agricultural BMP placement for cost-effective pollution control at the watershed level, Virginia Polytechnic Institute and State University.
- VOGES, J. (1999): Empirisches Modell für die mittlere Maßstabsebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen an Fließgewässer, Diss. Univ. Hannover.
- WENDLAND, F. & KUNKEL, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeinzugsgebietes. *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment*, Vol. 13.
- WENDLAND, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der alten Bundesländer (BRD). *Berichte aus der ökologischen Forschung*, Bd. 8.
- WESSOLEK, G. (1997): Abschätzung der Grundwasserneubildung von Hangstandorten. Erstellt im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, unveröff., Hannover.
- WESSOLEK, G.; DUIJNISVELD, W. H. M.; TRINKS, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *Journal of Hydrology* 356, 17– 27.
- WIEGAND, U. (2002): Hydro- und geochemische Prozesse in oberflächennahen Kippensedimenten des Braunkohlentagebaus Zwenkau, UFZ-Bericht 6/2002.
- WISCHMEYER, W. H. & SMITH, D. D. (1978): Predicting rainfall losses - a guide to conservation planning, *USDA Agriculture Handbook*, 537, p.1-58.
- WITHERS, P. J. A.; JARVIE, H. P. (2008): Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Sci. Tot. Environ.*, 400, 379 – 395.
- WOLLHEIM, W. M.; VÖRÖSMARTY, C. J.; PETERSON, B. J.; SEITZINGER, S. P.; HOPKINSON, C. S. (2009): Relationship between river size and nutrient removal . *Geophysic. Res. L*, 33, L06410.
- WU, S.; LI, J.; HUANG, G. (2005): An evaluation of grid size uncertainty in empirical soil loss modelling with digital elevation models, *Environmental Modelling and Assessment*, 10 (1), p.33-42.

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-0
Telefax: + 49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autoren:

Dr. Michael Gebel, Stephan Bürger, Dr. Stefan Halbfaß, Mario Uhlig
Gesellschaft für Angewandte Landschaftsforschung (GALF) bR
Am Ende 14, 01277 Dresden
Telefon: + 49 351 20965-42
Telefax: + 49 351 20965-37
E-Mail: info@galf-dresden.de

Redaktion:

Holm Friese
LfULG, Abteilung Wasser, Boden, Wertstoffe/Referat Oberflächenwasser, Wasser-
rahmenrichtlinie
Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden
Telefon: + 49 351 8929-4412
Telefax: + 49 351 8928-4099
E-Mail: holm.friese@smul.sachsen.de

Titelfoto:

Fließgewässer Mutzschnur Wasser (B. Spänhoff; LfULG)

Redaktionsschluss:

19.02.2016

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

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.