

## **Prognostizierte Zusammensetzung des Stoffaustrages aus verschiedenen Landnutzungen für prognostizierte Klimaszenarien**

### **Produkt 3.2.1**

Version: 2.0  
Status: Endbericht  
Datum: 13.11.2012

#### **TP 3.2.1- Wasserhaushalt im Einzugsgebiet von Talsperren**

TP-Leiter: Prof. Dr. Karl-Heinz Feger  
Institut für Bodenkunde und Standortslehre

Bearbeiter: Dipl.-Forstwirt Raphael Benning  
Institut für Bodenkunde und Standortslehre

Dr. rer. nat Stefan Julich  
Institut für Bodenkunde und Standortslehre

Kontakt: Dipl.-Forstwirt Raphael Benning  
Institut für Bodenkunde und Standortslehre  
Pienner Str. 19  
01737 Tharandt  
Tel.: (+49) 35203-38-31620  
Fax: (+49) 35203-38-31388  
E-Mail: raphael.benning@tu-dresden.de

#### **REGKLAM Entwicklung und Erprobung eines Integrierten Regionalen Klimaanpassungsprogramms für die Modellregion Dresden**

Gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung  
Förderkennzeichen: 01 LR 0802

Koordination: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR)  
Weberplatz 1, 01217 Dresden  
Projektleiter: Prof. Dr. Dr. h.c. Bernhard Müller

**[www.regklam.de](http://www.regklam.de)**

## Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	3
<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	4
1. Einleitung.....	5
2. Material und Methoden.....	6
2.1 Untersuchungsgebiet.....	6
2.1.1 Landnutzungsverteilung.....	6
2.1.2 Geologie und Böden.....	7
2.1.3 Teileinzugsgebiete verschiedener Landnutzung.....	8
2.2 Monitoring-Programm in den Gewässern.....	10
2.2.1 Periodische Beprobung.....	10
2.2.2 Ereignisgesteuerte Beprobung.....	10
2.3 Laboranalytik.....	10
2.4 Frachtberechnung.....	11
2.5 Modell „Soil and Water Assessment Tool“.....	11
2.5.1 Modellaufbau.....	11
2.5.2 Meteorologische Eingangsdaten für die Modellierung.....	12
2.5.3 Modellkalibrierung.....	13
2.5.4 Untersuchungszeiträume.....	15
3. Ergebnisse.....	16
3.1 Gemessene Stoffkonzentrationen in den Bächen der Kleinstzeugsgebiete.....	16
3.1.1 Nitrat.....	16
3.1.2 Gesamtphosphat.....	18
3.1.3 Orthophosphat.....	19
3.1.4 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC).....	21
3.2 Beobachtete Nährstoff-Frachten für die Kleinstzeugsgebiete Acker, Grünland, Wald und das gesamte Untersuchungsgebiet.....	22
3.2.1 Stickstoff.....	22
3.2.2 Phosphor.....	22
3.2.3 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC).....	23
3.3 Auswertung der Klimaänderungssignale für das Untersuchungsgebiet.....	24
3.3.1 Temperatur.....	25
3.3.2 Niederschlag.....	26
3.4 Projizierte Veränderungen des Abflusses.....	29
3.5 Projizierte Stoffausträge bei sich wandelnden Klimabedingungen.....	30

3.5.1	Prognose des Stickstoffaustrags aus den Kleinsteinzugsgebieten Acker, Grünland, Wald .....	30
3.5.2	Prognose des Stickstoffaustrags aus dem Untersuchungsgebiet.....	31
3.6	Phosphor.....	34
3.7	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) .....	35
4.	Zusammenfassung .....	36
	Literatur.....	37

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Landnutzungsverteilung im Untersuchungsgebiet (Einzugsgebiet der Wilden Weißeritz bis zum Pegel Ammeldorf als Zufluss zur Talsperre Lehmühle). Landnutzung im tschechischen Teil des Gebietes (nach WALTER 2004). .....	6
Abbildung 2	Karte der Hauptbodentypen im Untersuchungsgebiet. Datengrundlage für den deutschen Teil des Einzugsgebietes: Bodenkarte 1:50.000, LfULG, 2010. Datengrundlage für den tschechischen Teil des Einzugsgebietes: Unveröffentlichte Diplomkartierung von WALTER (2004). .....	7
Abbildung 3	Lage der Kleinsteinzugsgebiete innerhalb des Untersuchungsgebietes. ....	8
Abbildung 4	Zeitlicher Verlauf des modellierten Nitrat-Stickstoffaustrages gegenüber dem aus Messdaten berechneten Nitrat-Stickstoff-Austrag für die Kalibrierungsperiode (2009 - 2011). .....	15
Abbildung 5	Zeitreihe der gemessenen Konzentrationen von Nitrat-Stickstoff (NO <sub>3</sub> -N) und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) sowie der mittleren täglichen Abflussspende (Discharge) für die Landnutzungen Acker (CR), Grünland (GR), Wald (FO) und das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf (WO). (aus: BENNING ET AL. 2012) .....	17
Abbildung 6	Zeitreihe der gemessenen Gesamt-Phosphor-Konzentrationen sowie der mittleren täglichen Abflussspende (Discharge) für die Landnutzungen Acker (CR), Grünland (GR), Wald (FO) und das gesamte Untersuchungsgebiet (WO). .....	19
Abbildung 7	Zeitreihe der gemessenen Konzentrationen des gelösten ortho-Phosphat-Phosphors (Ortho-P) und der mittleren täglichen Abflussspende (Discharge) für die Landnutzungen Acker (CR), Grünland (GR), Wald (FO) und das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf (WO). (aus: BENNING ET AL. 2012) .....	20
Abbildung 8	Abweichung der Jahresmitteltemperatur und langjährige Temperaturänderung (11-jährig gleitendes Mittel) von der Jahresmitteltemperatur des Kontrollzeitraums (1971 – 1990) für die Beobachtung und die regionalen Klimamodelle (WETTREG 2010, CLM) im Untersuchungsgebiet. Grau hinterlegt sind die Minima und Maxima aller dargestellten Läufe. ....	25
Abbildung 9	Abweichung der mittleren Jahresniederschläge im Kontrollzeitraum (1961 – 2000) (linke Seite) und Änderung der mittleren Jahresniederschläge im Zeitraum 1961 – 2100 (rechte Seite) vom Mittelwert des Zeitraums 1971 – 1990. Grau hinterlegt sind die Minima und Maxima aller dargestellten Läufe. ....	27

Abbildung 10 Entwicklung der prognostizierten monatlichen Niederschlagssummen der Modelle WETTREG 2010 und CLM für den kurz- (2009 – 2020), mittel- (2021 – 2050) und langfristigen (2071 – 2100) Planungshorizont. ....28

Abbildung 11 Boxplots der mittleren jährlichen Nitratausträge aus den Landnutzungsformen Acker, Grünland und Wald für die drei REGKLAM-Zeitscheiben. Die jeweils 10 Läufe des Modells WETTREG 2010 verdeutlichen die klimabedingte Variabilität der Austräge. ....30

Abbildung 12 Entwicklung der jährlichen Austräge an Nitrat-Stickstoff (NO<sub>3</sub>-N) (11-jährig gleitendes Mittel) für die regionalen Klimamodelle WETTREG 2010 und CLM sowie für die Emissionsszenarien A1B und B1. ....32

Abbildung 13 Boxplots der mittleren monatlichen Nitrat-Fracht aus dem gesamten Untersuchungsgebiet für die REGKLAM-Zeitscheiben. Gemittelt wurden für das Regionalmodell CLM die Gitterpunkte 082\_121 bis 082\_123 des ersten Laufes mit dem Emissionsszenario A1B. Für das Regionalmodell WETTREG 2010 jeweils die 10 Läufe für das Emissionsszenario A1B und B1. ....33

**Tabellenverzeichnis**

Tabelle 1 Fruchtfolge der Jahre 1997 bis 2010 für die Feldstücken innerhalb des Teileinzugsgebietes Acker (DORROCH, 2010B)..... 9

Tabelle 2 Übersicht der für die Modellierung mit SWAT genutzten Klimadaten. ....13

Tabelle 3 Übersicht über die über ein Latin-Hypercube-Sampling kalibrierten Parameter des SWAT-Modells. ....13

Tabelle 4 Übersicht der Parametersätze mit einem mittleren Nash-Sutcliffe-Koeffizienten sowohl am Pegel Ammeldorf als auch am Pegel Rehefeld von  $\geq 0.6$ . ....14

Tabelle 5 Abweichung der simulierten Nitrat-Stickstoff-Austräge am Pegel Ammeldorf von den aus Beobachtungsdaten berechneten Stoffausträgen. In Fettschrift hervorgehoben ist der Parametersatz mit der geringsten Abweichung. ....14

Tabelle 6 Berechnete Nitratstickstoff-Frachten (NO<sub>3</sub>-N) für die drei Landnutzungsformen und das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf für die Jahre 2010 und 2011.....22

Tabelle 7 Berechnete Gesamt-Phosphor-Frachten (Gesamt-P) für die drei Landnutzungsformen und das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf für die Jahre 2010 und 2011. ....23

Tabelle 8 Berechnete Frachten des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) für die drei Landnutzungsformen und das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf für die Jahre 2010 und 2011. ....24

Tabelle 9 Entwicklung der mittleren jährlichen Abflüsse am Pegel Ammeldorf für die REGKLAM-Zeitscheiben .....29

## 1. Einleitung

Die Trinkwasserversorgung der REGKLAM-Modellregion Dresden wird zu einem großen Teil aus dem Verbundsystem der Talsperren Lehmühle und Klingenberg im Osterzgebirge sichergestellt. Die dabei genutzte Ressource ist das Oberflächenwasser, welches in den Speichersystemen gesammelt wird. Die Einzugsgebiete dieser Speichersysteme stellen gekoppelte terrestrisch-aquatische Ökosysteme mit einer Vielzahl an Wechselwirkungen dar. Die Beschaffenheit des aus einem Einzugsgebiet stammenden Wassers ist dabei von einer Vielzahl anthropogener, physikalischer und biotischer Faktoren abhängig, die damit auch den Stoffaustrag maßgeblich beeinflussen. Die heutige Landnutzungsverteilung ist kulturgeschichtlich bedingt und somit stark anthropogen geprägt. Einzugsgebiete in den mittleren Berglagen wären ohne den menschlichen Einfluss komplett bewaldet. Heute hingegen sind diese Einzugsgebiete durch eine gemischte Landnutzung aus Ackerland, Grünland, Wald und dörflichen Siedlungsstrukturen gekennzeichnet. Die Bewirtschaftung dieser verschiedenen Landnutzungen hat einen maßgeblichen Einfluss auf den Stoffaustrag, sowohl auf der Skala des Standorts als auch des Einzugsgebietes (vgl. WOHLRAB ET AL. 1992). Die klimatischen Verhältnisse im Einzugsgebiet, als physikalischer Faktor betrachtet, haben ebenso einen starken Einfluss auf den Stoffaustrag. Dabei gelten Niederschlag und Temperatur als wesentliche Steuergrößen. Durch Niederschlagswasser können Stoffe wie Nitrat aus den Böden ausgewaschen werden, sehr starke Niederschlagsereignisse führen zu Bodenerosion und damit einhergehend zu Sediment- und Phosphateinträgen in die Gewässer. Die Temperatur beeinflusst direkt das Pflanzenwachstum, wodurch Nährstoffe aus dem Boden aufgenommen werden und somit für eine Auswaschung ins Gewässer nicht mehr verfügbar sind. Auch die mikrobiellen Umwandlungsprozesse im Boden sind temperaturgesteuert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor haben als limitierende Faktoren in aquatischen Ökosystemen eine besondere Bedeutung. Sie steuern das Wachstum von pflanzlicher Biomasse. Ein Überangebot besonders von Phosphor führt zur Eutrophierung von Standgewässern mit negativen Folgen für die Wasserbeschaffenheit. Die verschiedenen dynamischen und statistischen Klimamodelle prognostizieren auch für die REGKLAM-Modellregion Änderungen der Temperatur und des Niederschlages. Es werden ein Anstieg der Temperaturen sowie eine Verschiebung der Niederschläge vom Sommerhalbjahr hin zum Winterhalbjahr vorhergesagt. Gleichzeitig ist mit einem häufigeren Auftreten von Starkniederschlagsereignissen im Sommerhalbjahr zu rechnen. Diese Veränderungen im Klima beeinflussen damit sowohl den Wasserhaushalt als auch die Stoffumsätze in gekoppelten terrestrisch-aquatischen Ökosystemen (vgl. MULHOLAND ET AL. 1997, MCCLAIN 2003). Veränderte Stoffumsätze führen zu einer Änderung der Dynamik des Stoffaustrags. Dies kann sowohl positive als auch negative Wirkungen auf die Rohwasserbeschaffenheit haben. Die langfristige Sicherung der Trink- und Brauchwasserversorgung in der Modellregion ist von elementarer Bedeutung. Dafür ist eine gute Rohwasserbeschaffenheit unabdingbare Voraussetzung. Um im Sinne einer Vorsorge Anpassungsmaßnahmen entwickeln und umsetzen zu können, bedarf es daher Untersuchungen zur Veränderung des Stoffaustrages unter veränderten klimatischen Randbedingungen.

Im vorliegenden Produktbericht werden die Ergebnisse entsprechender Untersuchungen für die Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) sowie den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) als wichtigen Parameter in der Rohwasseraufbereitung dargestellt und diskutiert.

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Die Wasserversorgung der Landeshauptstadt Dresden und ihres Umlandes (REGKLAM-Modellregion Dresden) wird über die Aufbereitung von Rohwasser aus Trinkwassertalsperren und die Gewinnung von Uferfiltrat sichergestellt. Im Jahr 2008 wurden 48,9% des Trinkwassers über das Wasserwerk Coschütz bereitgestellt. Dieses Wasserwerk bezieht sein Rohwasser aus dem Talsperrensystem Klingenberg und Lehmühle im Osterzgebirge (LANDESHAUPTSTADT DRESDEN 2008). Für die Erforschung der landnutzungsspezifischen Stoffausträge war es erforderlich, für die Landnutzungen Acker, Grünland und Wald jeweils ein geeignetes Kleinstzugsgebiet zu finden. Dies war im Einzugsgebiet der Talsperre Klingenberg nicht möglich, weil dort in der Vergangenheit kleinere Bäche zumeist zu Drainagen verrohrt wurden und somit keine natürlichen Abflussbedingungen vorzufinden waren. Da zusätzlich dazu bei Projektbeginn an der Talsperre Klingenberg umfangreiche Sanierungsarbeiten begannen, wurde für die hier dargestellten Untersuchungen das Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle ausgewählt. Der Hauptzufluss dieser Talsperre ist die Wilde Weißeritz, deren Quelle auf tschechischem Staatsgebiet liegt. Das für die Untersuchungen festgelegte Einzugsgebiet reicht daher im Süden von der Quelle der Wilden Weißeritz bis zum Pegel Ammeldorf, dem Zufluss zur Talsperre, im Norden. Es hat eine Größe von 51 km<sup>2</sup>, davon liegen ca. 12 km<sup>2</sup> in Tschechien. Die Lage des Einzugsgebietes ist in den Abbildung 1 bis 3 dargestellt.

#### 2.1.1 Landnutzungsverteilung

Die Landnutzungsverteilung im Untersuchungsgebiet ist charakteristisch für die mittleren bis oberen Berglagen des Erzgebirges. In den mittleren Berglagen werden noch viele Flä-

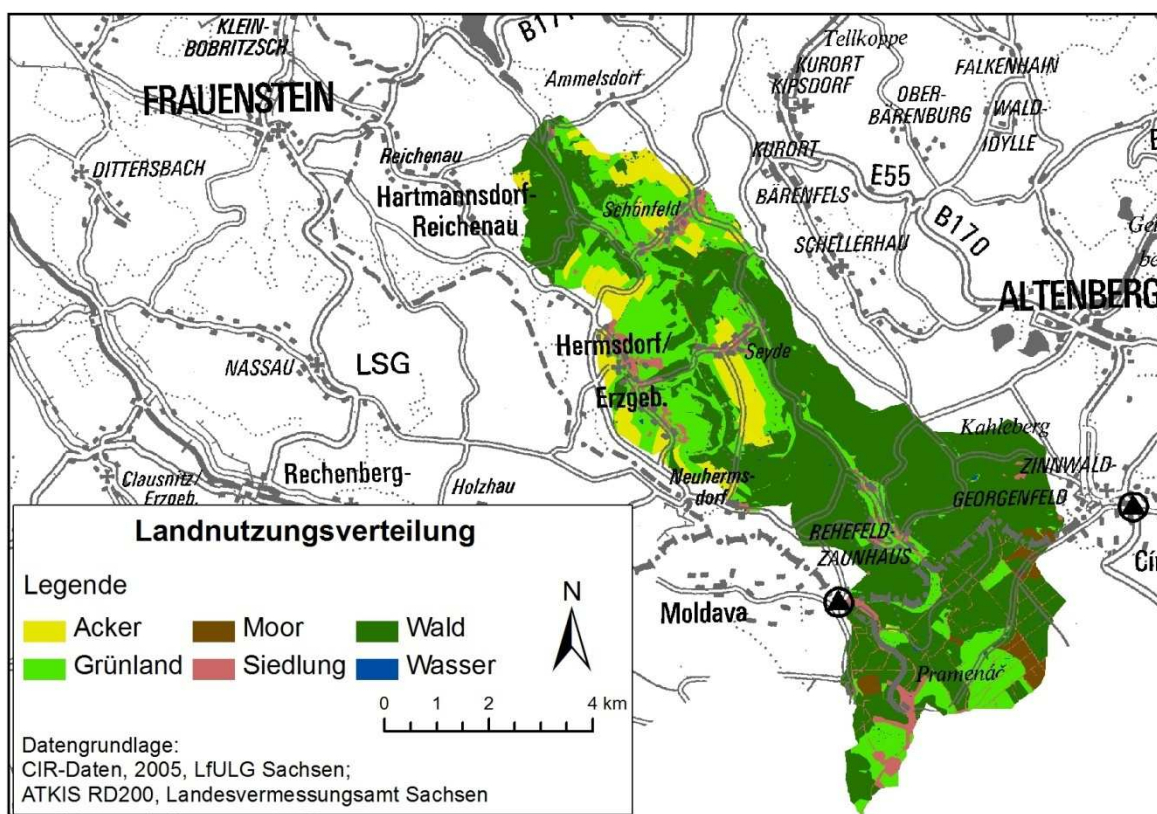


Abbildung 1 Landnutzungsverteilung im Untersuchungsgebiet (Einzugsgebiet der Wilden Weißeritz bis zum Pegel Ammeldorf als Zufluss zur Talsperre Lehmühle). Landnutzung im tschechischen Teil des Gebietes (nach WALTER 2004).

chen landwirtschaftlich genutzt. Demgegenüber dominiert in den oberen Berglagen die forstliche Nutzung. Die Landnutzungsverteilung im Einzugsgebiet ist in Abbildung 1 gezeigt. Im gesamten Untersuchungsgebiet dominiert die forstliche Nutzung, der Waldanteil im Einzugsgebiet liegt bei 59 %. Rund 33 % der Flächen stehen in landwirtschaftlicher Nutzung, davon entfallen 25 % auf Grünland- und 8 % auf Ackerflächen. Die restlichen Flächen entfallen auf Siedlungs- (5 %), Moor- (2 %) und Wasserflächen (< 1 %). Die Angaben zur Landnutzung im deutschen Teil des Einzugsgebietes entstammen der CIR-Befliegung 2005 (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE 2010B). Für den tschechischen Teil standen Informationen aus einer unveröffentlichten Diplomkartierung von WALTHER (2004) zur Verfügung.

### 2.1.2 Geologie und Böden

Das Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle wird zu großen Teilen durch metamorphe Gesteine geprägt. Auf einem Großteil des Einzugsgebietes dominieren Gneise unterschiedlicher Art (Biotit-, Muskovit-, Para- und Orthogneise). Im Bereich der Ortslagen Rehefeld und Hermsdorf kommen gebietsweise Phyllite und Teplitzer Quarzporphyr vor. Der nordwestliche Teil des Einzugsgebietes zwischen der Talsperre Lehmühle und der Ortslage Hermsdorf ist durch Frauensteiner Granitporphyr geprägt.

Die Bodenkarte (Abbildung 2) gibt einen Überblick über die Hauptbodentypen im Einzugsgebiet. Sowohl innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes, als auch in den drei Kleinstzeugsgebieten Acker, Grünland und Wald (vgl. Kapitel 2.1.3) sind die Böden überwiegend von sauren Braunerden (58 % der Fläche) dominiert. Entlang der Wilden Weißeritz und der kleinen Bäche in den Untersuchungsgebieten sind meist grundwasserbeeinflusste Bodentypen wie Gleye zu finden; flächenmäßig haben sie einen Anteil von 17 %. Podsole findet man hauptsächlich unter Wald auf einer Fläche von 12 %. Deutlich

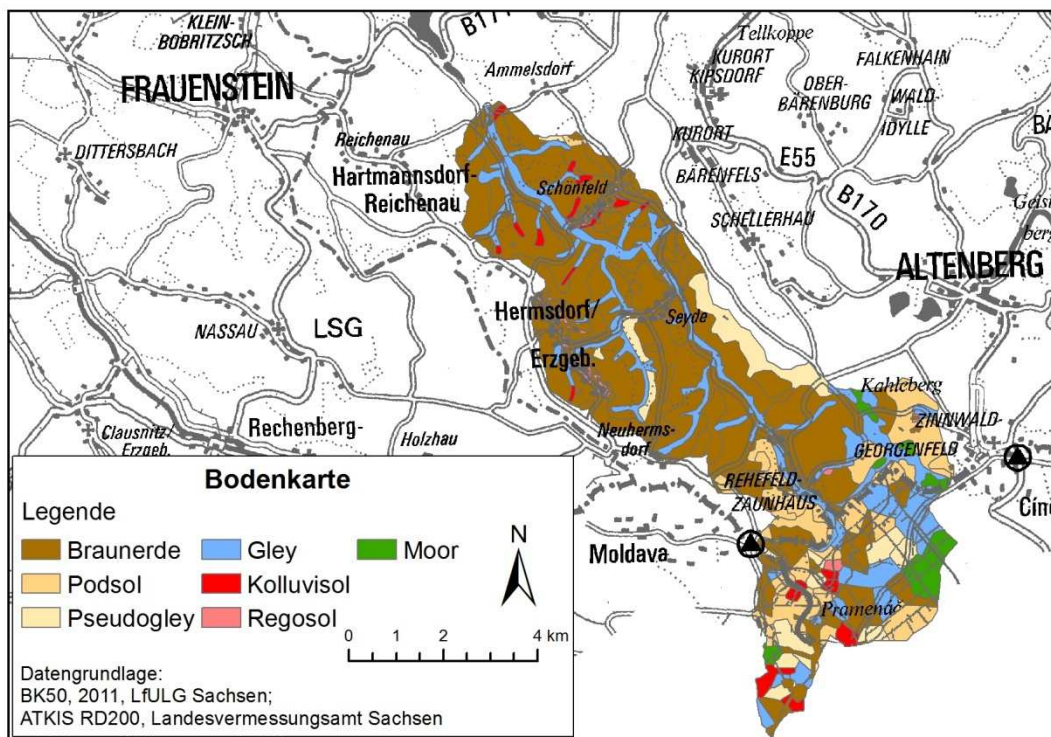


Abbildung 2 Karte der Hauptbodentypen im Untersuchungsgebiet. Datengrundlage für den deutschen Teil des Einzugsgebietes: Bodenkarte 1:50.000, LfULG, 2010. Datengrundlage für den tschechischen Teil des Einzugsgebietes: Unveröffentlichte Diplomkartierung von WALTHER (2004).

kleinere Anteile nehmen mit 7 % Pseudogleye ein, gefolgt von Moorböden, Kolluvisolen und Regosolen, deren Gesamtanteil unter 5 % beträgt. Die Bodenkarte wurde auf Grundlage der Bodenkarte im Maßstab 1:50.000 (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE 2011) erstellt, wobei eine Zusammenfassung zu den wesentlichen Hauptbodentypen erfolgte.

Erwähnenswert ist das Zinnwald-Georgenfelder Hochmoor im südöstlichen Teil des Einzugsgebietes an der Grenze zu Tschechien, da zeitweilig ein Teil dieses Hochmoores über Grabensysteme in das Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle entwässert werden kann. Für die Zusammensetzung der Stoffeinträge in die Wilde Weißeritz ist ein etwaiges Abschlagen des Wassers aus dem Hochmoor relevant.

### 2.1.3 Teileinzugsgebiete verschiedener Landnutzung

Das Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle ist von drei Hauptlandnutzungsformen geprägt (vgl. 2.1.1). Der Stoffeintrag in die Talsperre ist dabei abhängig von den Stoffausträgen aus den einzelnen Landnutzungsformen innerhalb des Einzugsgebietes. Für die Charakterisierung der Stoffausträge aus dem gesamten Einzugsgebiet, die damit gleichzeitig für die Talsperre Lehmühle die Stoffeinträge darstellen, dient der gemeinsam von der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) und der Landestalsperrenverwaltung Sachsen (LTV) betriebene Pegel Ammeldorf (s. Abbildung 3). Aufgrund des hohen Anschlussgrades der häuslichen Abwasserentsorgung in den Siedlungsgebieten des Einzugsgebietes (SUDBRACK 2010) kann davon ausgegangen werden, dass die (Nähr-) Stoffkonzentrationen am Pegel Ammeldorf von den drei Hauptlandnutzungsformen abhängig sind. Um den Einfluss von Acker-, Grünland- und Waldflächen genauer untersuchen zu können, wurden drei Kleinstzeugsgebiete mit je einer spezifischen Landnutzung ausgesucht. Deren Lage ist in Abbildung 3 dargestellt. Aufgrund der

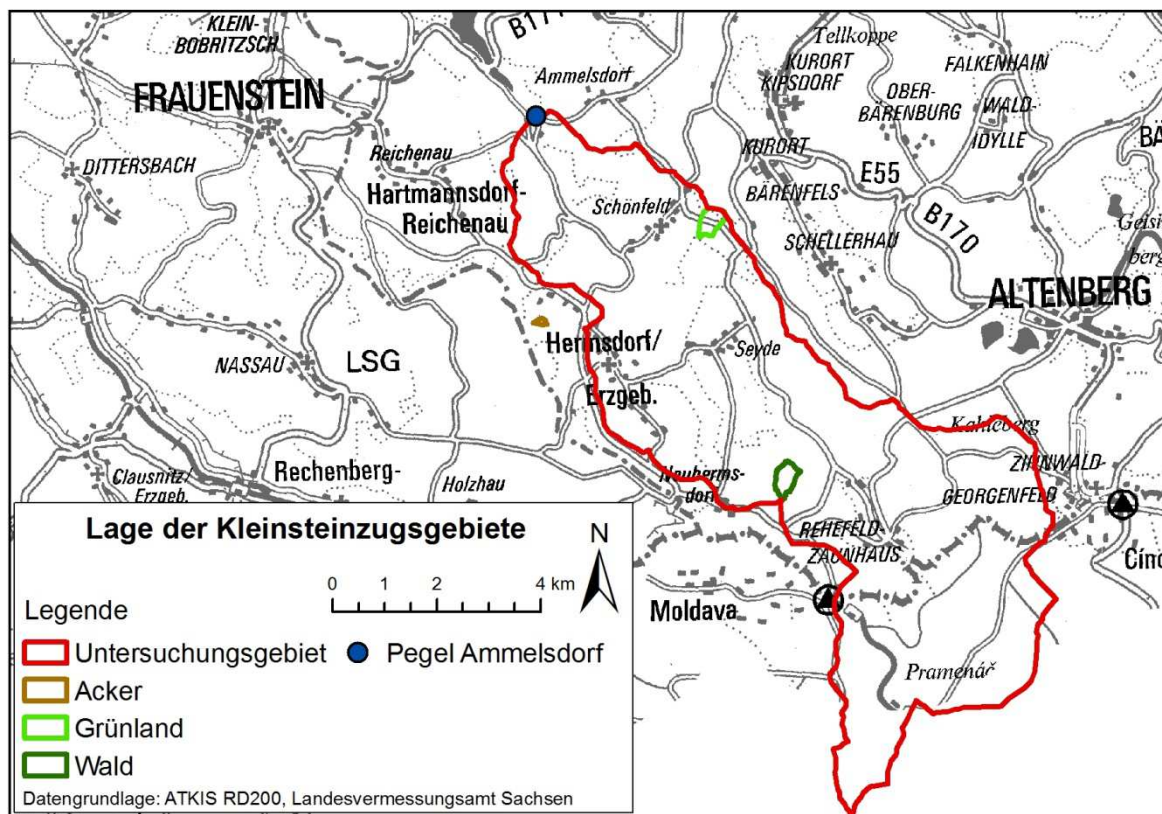


Abbildung 3 Lage der Kleinstzeugsgebiete innerhalb des Untersuchungsgebietes.

kleinräumigen Verzahnung der landwirtschaftlich genutzten Flächen, konnte innerhalb des Einzugsgebietes der Talsperre Lehmühle kein geeignetes, homogenes Kleinsteinzugsgebiet für Ackerland identifiziert werden. Daher liegt dieses Gebiet innerhalb des Einzugsgebietes der Gimlitz, die in die Talsperre Lichtenberg entwässert. Da diese Fläche zur gleichen Landwirtschaftsgesellschaft gehört und von dieser auch genauso bewirtschaftet wird, wie die Ackerflächen, die innerhalb des Einzugsgebietes der Talsperre Lehmühle liegen (DORROCH 2010A), ist sie als repräsentative Ackerfläche anzusehen.

Die Teileinzugsgebiete sind flächenmäßig unterschiedlich groß. Das Ackergebiet hat eine Fläche von 0,9 ha (PRASSER 2011), das Grünlandgebiet von 18,2 ha und das Waldgebiet von 20,5 ha. Die unterschiedliche Flächengröße resultiert aus der sehr heterogenen Verteilung der Landnutzungsformen innerhalb des Gesamteinzugsgebietes. Wegen der sehr kleinräumigen Verzahnung von Acker- und Grünland musste für Ackerland ein vergleichsweise kleines Teileinzugsgebiet ausgewählt werden.

Die Bestellung des Ackerlandes wechselt, wie für diese Landnutzungsform typisch, von Jahr zu Jahr. Die sich aus dieser Rotation ergebende Fruchtfolge ist in Tabelle 1 dargestellt. Die Informationen basieren auf Daten der Landwirtschaftsgesellschaft Hermsdorf (DORROCH 2010B) und geben die Fruchtfolge für den Zeitraum 1997 bis 2010 an. Die Lage des Betriebes und seiner landwirtschaftlichen Flächen in einer Höhe von ca. 700 m ü. NN bedingt, dass die Vegetationszeit zu kurz und die Wärmesumme zu niedrig für den Anbau der Ackerfrucht Mais ist. Diese wird daher nicht angebaut.

Tabelle 1 Fruchtfolge der Jahre 1997 bis 2010 für die Feldstücken innerhalb des Teileinzugsgebietes Acker (DORROCH, 2010B)

Feldstück	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
<b>253-258</b>	Winterraps	Wintergerste	Triticale	Hafer	Stillegung	Winterraps	Wintergerste
<b>271/272</b>	Kleegras	Sommergerste	Hafer	Sommergerste	Ganzpflanze	Winterraps	Wintergerste
	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>
<b>253-258</b>	Sommergerste	Winterraps	Wintergerste	Triticale	Winterroggen	Winterraps	Winterweizen
<b>271/272</b>	Triticale	Feldgras	Winterraps	Wintergerste	Sommergerste	Ganzpflanze	Winterraps

Die Grünlandflächen der Landwirtschaftsgesellschaft Hermsdorf werden ganzjährig als Mähweiden genutzt. Da der Betrieb neben der Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen einen Milchviehbetrieb mit 450 Rindern und einer Jungtieraufzucht betreibt, werden die Grünlandflächen vorrangig zur Produktion von Grünfutter zum Eigenverbrauch genutzt. Zu diesem Zwecke werden die Flächen zwischen 4- und 6-mal im Jahr gemäht.

Das Teileinzugsgebiet Wald liegt innerhalb einer größeren, zusammenhängenden und geschlossenen Waldfläche nordwestlich der Ortschaft Rehefeld-Zaunhaus. Das Teileinzugsgebiet umfasst Teilflächen der Abteilungen 270, 271, 280 und 281 des Revieres Rehefeld im Forstbezirk Bärenfels. Die Hauptbaumart in diesen Abteilungen ist die Gemeine Fichte (*Picea abies*), wobei das Alter der Bestände im Oberstand zwischen 48 Jahren und 125 Jahren liegt. Einzelbaum- bis truppweise sind die Europäische Lärche (*Larix decidua*), die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und die Gemeine Birke (*Betula pendula*) eingemischt. Auf einigen Teilflächen wurde im Rahmen des Waldumbauprogrammes des Staatsbetriebes

Sachsenforst die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) vorangebaut. Das Alter dieser Bäume beträgt inzwischen ca. 17 Jahre. Innerhalb der Abteilungen 280 und 281 sind ca. 1,4 ha als Nichtholzbodenfläche ausgewiesen, die anteilig als Holzlagerplatz und Wildacker/Wildwiese dienen.

## 2.2 Monitoring-Programm in den Gewässern

Um die stoffliche Zusammensetzung des Zuflusses charakterisieren zu können, wurde beginnend im Sommer 2009 ein Monitoring-Programm eingerichtet. Dieses beinhaltete sowohl periodische als auch ereignisorientierte Entnahmen von Wasserproben in den Untersuchungsgebieten. In den Kleinstzeugsgebieten wurden zur Quantifizierung des Durchflusses Messwehre in den Gewässerlauf eingebaut und Durchflussmessgeräte installiert. Mit diesen wurde der Durchfluss hochaufgelöst (5-minütig) erfasst.

### 2.2.1 Periodische Beprobung

Die Grundlage des Monitoring-Programms bildete eine in regelmäßigen Abständen erfolgende Beprobung der Gewässer. Einmal pro Woche wurde in jedem Kleinstzeugsgebiet und am Pegel Ammeldorf eine Wasserprobe entnommen und im Labor des Institutes für Bodenkunde und Standortslehre analysiert. Der Schwerpunkt lag dabei auf dem Nährelement Phosphor, welches im Gewässer in gelöster Form als ortho-Phosphat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) und als partikuläres Phosphat vorkommt. Gemessen wurden im Labor ortho-Phosphat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) und Gesamtphosphat (GP). Aus der Differenz lässt sich der partikuläre Anteil im Gewässer ableiten. Des Weiteren wurden gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Stickstoff in den Fraktionen Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) und Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) und weitere Kationen (K, Na, Mg, Ca, Cu, Fe, Zn, Ni, Al, Cr, Pb, Co) und Anionen ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^-$ ,  $\text{SiO}_4$ ) bestimmt. Das Ausstragsverhalten dieser Stoffe wurde darüber hinaus ereignisbezogen in Hochwasserwellen untersucht (s. Abschnitt 2.2.2).

### 2.2.2 Ereignisgesteuerte Beprobung

Zur ereignisgesteuerten Beprobung von Hochwasserwellen standen in der frostfreien Jahreszeit automatische Probenehmer zur Verfügung. Mit diesem war es möglich, Proben in enger zeitlicher Auflösung aus der fließenden Welle in Abhängigkeit von der Wasserführung zu entnehmen. Sobald ein bestimmter Soll-Wasserstand überschritten wurde, wurde im Gewässer eine Wasserprobe entnommen. Die weitere Beprobung erfolgte dann durchflussgesteuert bis der eingestellte Soll-Wasserstand wieder unterschritten wird. Die entnommenen Proben wurden anschließend analog zu den periodischen Proben im Labor analysiert.

## 2.3 Laboranalytik

Die Analyse der Phosphat-Fractionen erfolgte nach DIN EN ISO 6878 (DIN 2004). Diese schreibt zur Bestimmung von Ortho- und Gesamtphosphat in Wasserproben ein photometrisches Verfahren vor. Die Grundlage dieses Verfahrens bildet die Reaktion der Orthophosphat-Ionen mit den Molybdat- und Antimon-Ionen in saurem Milieu. Diese bilden einen Antimon-Phosphormolybdat-Komplex. Nach Zugabe von Ascorbinsäure wird der Komplex zu einem Molybdänblau-Komplex reduziert. Die Lichtextinktion dieses Komplexes wird bei einer Wellenlänge von 880 nm im Photometer gemessen. Zur Bestimmung der Gesamtphosphat-Konzentration musste das partikulär gebundene Phosphat durch einen Aufschluss mit Peroxidisulfat zu Orthophosphat umgesetzt werden. Anschließend erfolgte die Messung der Extinktion analog zur Bestimmung der Orthophosphat-Konzentration.

Zur Bestimmung der Stickstoff-Fractionen Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) und Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) wurde der *Segment Flow Analyser* SAN<sup>plus</sup> (Skalar Analytic) verwendet.

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) wurde mit dem Infrarot-Absorber Heraeus liqui TOC (Firma Foss) bestimmt. Diese Kenngröße umfasst die Summe aller organischen Stoffe in der filtrierten Wasserprobe (Porenweite 45  $\mu\text{m}$ ).

Die Analyse der in der filtrierten Probe gelösten Kationen erfolgte mittels ICP (Inductively Coupled Plasma) Spektroskop Spectro Ciros. Erfasst wurden dabei synchron die kationischen Elemente Natrium ( $\text{Na}^{2+}$ ), Kalium ( $\text{K}^+$ ), Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Aluminium ( $\text{Al}^{3+}$ ), Eisen ( $\text{Fe}^{2+}$ ), Mangan ( $\text{Mn}^{2+}$ ) und Zink ( $\text{Zn}^{2+}$ ). Gleichzeitig wurden die Gesamtkonzentrationen der gelösten Elemente Schwefel und Silizium bestimmt, welche als Anionen Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) bzw. Silikat ( $\text{SiO}_4^{4-}$ ) angegeben wurden.

## 2.4 Frachtberechnung

Aus den Ergebnissen des Monitoringprogramms wurden für die Jahre 2010 und 2011 die ausgetragenen Stoffmengen als Frachten berechnet. Die Frachtberechnung erfolgte nach Formel 1 von WEBB ET AL. 1997.

$$F = K \frac{\sum_{i=1}^n (C_i Q_i)}{\sum_{i=1}^n Q_i} Q_r \quad \text{Formel 1}$$

Darin ist  $F$  die gesamte Fracht eines definierten Zeitraumes,  $K$  der Umrechnungsfaktor für den Zeitraum,  $C_i$  die gemessene Stoffkonzentration zum Zeitpunkt  $i$ ,  $Q_i$  der zum Zeitpunkt  $i$  der Probenahme gemessene Durchfluss und  $Q_r$  ist der mittlere Durchfluss innerhalb des definierten Zeitraums.

## 2.5 Modell „Soil and Water Assessment Tool“

Zur Abschätzung der Zusammensetzung des Stoffaustrages im Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle bei künftig veränderten klimatischen Rahmenbedingungen wurde das Rechenmodell „Soil Water Assessment Tool“ (ARNOLD ET AL. 1998; ARNOLD UND FOHRER 2005) eingesetzt. Es handelt sich hierbei um ein physikalisch basiertes, konzeptionelles Einzugsgebietsmodell, das den Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen und -intensitäten auf die Wassermenge und Wasserqualität räumlich verteilt beschreibt. Die Berechnungen erfolgen dabei auf Grundlage kontinuierlicher Zeitreihen der Eingangsdaten. Die Einflüsse einzelner Landnutzungen, deren Bewirtschaftungsmaßnahmen und Bewirtschaftungsintensitäten werden dabei einzelflächenspezifisch, räumlich verteilt abgebildet. Bei der Modellierung von Stoffeinträgen in das Gewässernetz werden sowohl punktförmige Eintragsquellen (kommunale Abwassereinleitung, Industrieleitungen o.ä.) wie auch diffuse Stoffeinträge aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen berücksichtigt.

### 2.5.1 Modellaufbau

Das Modell für das Einzugsgebiet der Wilden Weißeritz von der Quelle bis zum Pegel Ammeldorf wurde über das ArcSWAT-Interface in ArcGIS 9.3.1 aufgesetzt. Grundlage für die Delinierung des Einzugsgebietes war das Digitale Geländemodell ATKIS-DGM25 für die Fläche auf deutscher Seite und das Digitale Tschechische Geländemodell Topogrid10 für den tschechischen Teil des Einzugsgebiets. Die Daten des Tschechischen Geländemodells in 10m x 10m Auflösung wurden bereits für das KLiWES-Projekt auf die Rasterweite des deutschen Geländemodells angepasst, damit für das Einzugsgebiet ein einheitlicher Datensatz zur Verfügung steht (LÜNICH UND STEINL 2011).

Die Bodeninformationen wurden den aktuellen Kartenblättern der BK50 entnommen. Dabei fanden ausschließlich die jeweils kartierten Leitprofile Berücksichtigung. Die Parametrisierung dieser Leitprofile im Modell erfolgte anhand der zugehörigen Datenbanken. Fehlende Parameter wurden anhand der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC AG BODEN, 2005) und der Verknüpfungsregeln des Niedersächsischen Bodeninformationssystems geschätzt (MÜLLER UND WALDECK 2011).

Die Landnutzung des Einzugsgebietes wurde aus den Daten der Color-Infrarot-Befliegung 2005 (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE 2010B, UEBERFUHR UND GLASER 2010) für den deutschen Teil des Einzugsgebietes und aus der von WALTER (2010) kartierten Landnutzung für den tschechischen Teil des Einzugsgebietes abgeleitet. Für die forstwirtschaftlich genutzten Flächen wurde dabei unterschieden in Fichten- und Buchenbestände. Für das Kleinstezugsgebiet Wald lagen detaillierte Forsteinrichtungsinformationen mit dem Stand 1999 vor (STAATSBETRIEB SACHSENFORST 2009). Aus diesen Daten wurde das mittlere Alter der Bestände berechnet, Werte des minimalen und maximalen Leaf-Area-Indexes (LAI) wurden der einschlägigen Literatur entnommen (BREUER ET AL. 2003, HÖRMANN ET AL. 2003, SCHWÄRZEL ET AL. 2009). Für die ackerbaulich genutzten Flächen im Einzugsgebiet standen detaillierte Informationen zu den Fruchtfolgen zur Verfügung (DORROCH 2010B). Aus diesen Daten wurden 8 Beispielfruchtfolgen aufgebaut, die den zugehörigen Teilflächen zugewiesen wurden. Die Parametrisierung der Ackerfrüchte erfolgte anhand der Informationen aus DÖHLER (2009). Die Bewirtschaftung der Grünlandflächen wurde anhand der realen Bewirtschaftungsdaten von DORROCH (2010A) aufgebaut und durch Daten aus DÖHLER (2009) ergänzt.

## 2.5.2 Meteorologische Eingangsdaten für die Modellierung

Neben den bereits im Abschnitt 2.5.1 beschriebenen Eingangsdaten Digitales Geländemodell, Bodenkarte, Landnutzungsverteilung und -management werden für die Simulation simulierte oder gemessene Klimadaten benötigt. Im Rahmen des REGKLAM-Projektes waren für den Zeitraum 1971 – 2011 gemessene Klimadaten der nächstgelegenen DWD-Station Zinnwald-Georgenfeld verfügbar. Für die im Rahmen des Projektes zu untersuchenden Zukunftszeiträume standen Klimaprojektionsdaten des statistischen Regionalmodells WETTREG2010 und des dynamischen Regionalmodells CLM zur Verfügung. Die Daten des Modells WETTREG2010 lagen als Stationsdaten für die Klimastation Zinnwald-Georgenfeld vor. Da dem Modell CLM keine Stationsdaten zugrunde liegen sondern ein Raster von 18 km x 18 km, wurden dort die Klimaprojektionsdaten der Rasterzelle genutzt, die das Untersuchungsgebiet abdeckt. Da die Daten dieses Modells nicht gitterpunkt-treu sind, wurden jeweils die westlich und östlich davon gelegene Nachbargitterzelle ebenfalls berücksichtigt. Eine Übersicht über die genutzten Beobachtungs- und Klimaprojektionsdatensätze ist in Tabelle 2 zusammengestellt. Im SWAT-Modell werden als meteorologische Antriebsvariablen die Minimum- und Maximumtemperatur, der korrigierte Niederschlag, die Windgeschwindigkeit, relative Feuchte sowie die Globalstrahlung genutzt. Alle Variablen lagen für den Untersuchungszeitraum in täglicher Auflösung vor und sind auch in dieser Auflösung ins Modell eingeflossen.

Tabelle 2 Übersicht der für die Modellierung mit SWAT genutzten Klimadaten.

Klimamodell	Emissions-szenario	Lauf	Station/Gitterpunkt	Zeitraum
Beobachtungsdaten DWD	-	-	Zinnwald-Georgenfeld	2006 - 2011
WETTREG 2010	A1B	1-10	Zinnwald-Georgenfeld	2006 - 2100
WETTREG 2010	B1	1-10	Zinnwald-Georgenfeld	2006 - 2100
CLM	A1B	1	GP_082_121 GP_082_122 GP_082_123	2006 - 2100
CLM	A1B	2	GP_082_121 GP_082_122 GP_082_123	2006 - 2100

### 2.5.3 Modellkalibrierung

Mittels eines Latin-Hypercube-Samplings wurden die sensitivsten Parameter für das SWAT-Modell angepasst. Dabei wurden 5000 separate Parametersätze generiert, mit denen das Modell anschließend angetrieben wurde. Eine Übersicht über die kalibrierten Parameter, deren Wertebereich und den Parameterwert für die beste Parametrisierung ist in Tabelle 3 dargestellt. Als Kalibrierungszeitraum wurden die Jahre 2009 – 2011 festgelegt, da für diesen Zeitraum sowohl Abfluss- als auch Stoffaustragsdaten zur Verfügung standen.

Tabelle 3 Übersicht über die über ein Latin-Hypercube-Sampling kalibrierten Parameter des SWAT-Modells.

Parameter	Wertebereich	Beste Parametrisierung
Oberflächenabfluss-Verzögerungs-Koeffizient	0 - 2	0,07223
Faktor für die Humusmineralisierungsrate aus den organischen Nährstoffen (N und P)	0,0001 - 0,001	0,00056
Parameter zur Stickstoffaufnahme	10 - 30	16,87842
Stickstoff-Perkulations-Koeffizient	0,01 - 1	0,61763
Abbau-Koeffizient für organ. Reste	0,01 - 0,1	0,07866
Denitrifikations-Koeffizient	0 - 2	1,81728
Minimaler Wassergehalt für Denitrifikation	0,95 - 1,01	0,976
Verfügbare Bodenwassergehalt pro Horizont	±15 %	-7,15 %
Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit	±15 %	9,52 %
Manning's "n" -Wert für das Gewässer	0,01 - 0,3	0,22878
Effektive hydraulische Leitfähigkeit im Auebereich des Gewässers	0 - 50	18,18216
Alpha-Faktor für den Basisabfluss	0,001 - 0,99	0,91875
Verzögerung des Grundwasserabflusses	0 - 50	34,2896
Grundwasser-Koeffizient	0,02 - 0,2	0,04344
Minimaler Wasserstand im oberflächennahen Grundwasserleiter für Rückfluss	0 - 100	99,37412
Schneefall-Temperatur	-2,5 - 0,5	0,12944
Schneesmelz-Temperatur	0 - 2,0	1,13035
Schneedecken-Temperatur-Verzögerungsfaktor	0,01 - 1,0	0,99346

Die Festlegung der besten Parametersätze erfolgte in einem dreistufigen Verfahren. Zur Kalibrierung der Einzugsgebietshydrologie standen Messdaten der mittleren täglichen

Abflüsse der Pegel Ammeldorf und Rehefeld zur Verfügung (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE 2012). Als Gütekriterium für die Abflussspitzen wurde der Nash-Sutcliffe-Koeffizient (NSE, NASH UND SUTCLIFFE 1970) genutzt, für den Basisabfluss der logarithmierte Nash-Sutcliffe-Koeffizient (log\_NSE). Um eine gute Anpassung des Modells an Basis- und Spitzenabflüsse zu gewährleisten, wurde der Mittelwert aus NSE und log\_NSE berechnet. In einer ersten Stufe wurden alle Parametersätze, deren Mittelwerte aus NSE und log\_NSE für den Pegel Ammeldorf oder den Pegel Rehefeld  $\geq 0.6$  waren, als geeignet ausgewählt. Aus diesem Parameterpool wurden in der zweiten Stufe dann diejenigen Parametersätze extrahiert, deren Mittelwerte sowohl für den Pegel Rehefeld als auch den Pegel Ammeldorf  $\geq 0.6$  waren. Alle Parametersätze, für die diese Kriterien erfüllt waren, sind in Tabelle 4 verzeichnet.

Tabelle 4 Übersicht der Parametersätze mit einem mittleren Nash-Sutcliffe-Koeffizienten sowohl am Pegel Ammeldorf als auch am Pegel Rehefeld von  $\geq 0.6$ .

Parametersatz (Nr.)	Mittelwert NSE, log_NSE Pegel Ammeldorf	Mittelwert NSE, log_NSE Pegel Rehefeld
1053	0.67	0.61
1109	0.67	0.65
3470	0.66	0.60
3393	0.66	0.62
776	0.65	0.62
4337	0.64	0.60
2058	0.63	0.61
1746	0.61	0.60
3217	0.61	0.62
1552	0.61	0.60

In einer dritten Stufe wurde die Anzahl der Parametersätze nochmals reduziert, indem der Austrag von Nitratstickstoff ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) am Pegel Ammeldorf einbezogen wurde. Dazu wurden die im Rahmen der Auswertungen des Monitoring-Programms berechneten, wöchentlichen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten genutzt. Als plausibel für  $\text{NO}_3\text{-N}$  wurden alle Parametersätze angesehen, deren simulierte Jahresfrachten für  $\text{NO}_3\text{-N}$  eine Abweichung von  $\leq 35\%$  gegenüber den berechneten Jahresfrachten aufwiesen. Diese hohe Toleranz ist notwendig, weil die zur Kalibrierung genutzten Jahresfrachten aus den wöchentlichen Stichproben berechnet wurden. Der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag während Starkniederschlagsereignissen war in diesen Frachten nicht enthalten und kann einen beträchtlichen Anteil an der Jahresfracht annehmen. Der beste Parametersatz hatte eine Abweichung der Nitrat-Stickstofffracht von  $1\%$  im Jahr 2010 und  $-2\%$  im Jahr 2011 (siehe Tabelle 5).

Tabelle 5 Abweichung der simulierten Nitrat-Stickstoff-Austräge am Pegel Ammeldorf von den, aus Beobachtungsdaten, berechneten Stoffausträgen. In Fettschrift hervorgehoben ist der Parametersatz mit der geringsten Abweichung.

Parametersatz (Nr.)	Fracht 2010 $\text{kg a}^{-1}$	Fracht 2011 $\text{kg a}^{-1}$	Abweichung %	Abweichung %
Beobachtungsdaten	66356	57195	-	-
1053	81496	70844	23%	24%
1109	89602	70445	35%	23%
<b>1746</b>	<b>66758</b>	<b>56066</b>	<b>1%</b>	<b>-2%</b>
2058	59076	38325	-11%	-33%
3217	69420	64604	5%	13%
3393	84181	50570	27%	-12%

In Abbildung 4 ist der Verlauf der simulierten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht während der Kalibrierungsperiode gegenüber den berechneten Frachten an den Probenahmetagen dargestellt. Die Dynamik des  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrags wird durch das Modell gut wiedergegeben.

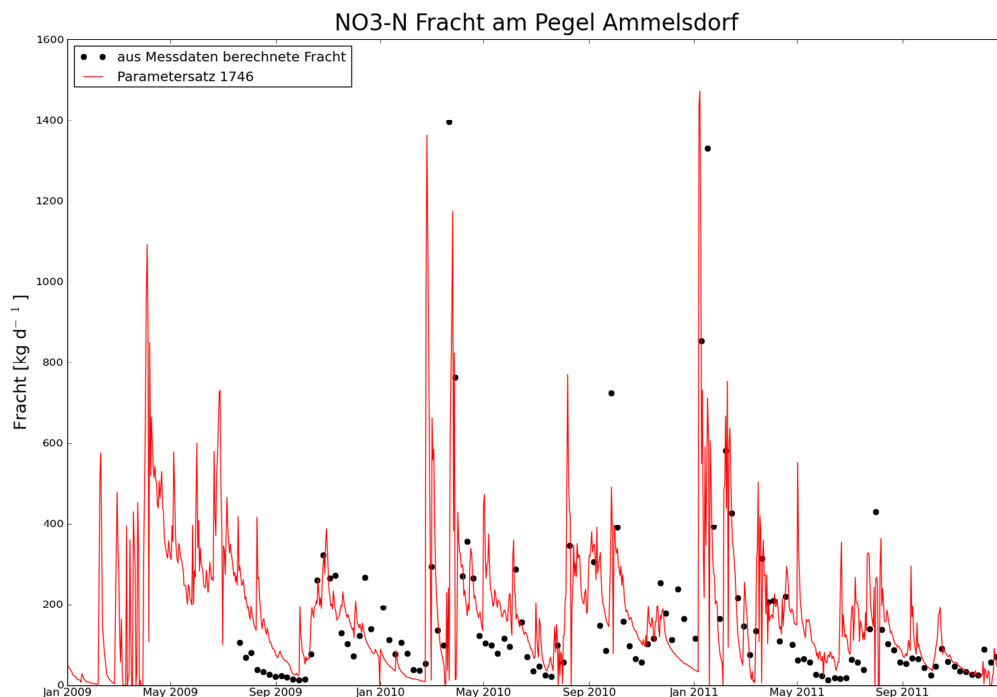


Abbildung 4 Zeitlicher Verlauf des modellierten Nitrat-Stickstoffaustrages gegenüber dem aus Messdaten berechneten Nitrat-Stickstoff-Austrag für die Kalibrierungsperiode (2009 - 2011).

## 2.5.4 Untersuchungszeiträume

Die Nährstoffeinträge über den Zufluss von Trinkwassertalsperren sind eng an die Landnutzungsstruktur des Einzugsgebietes gekoppelt. Stickstoff (N) und Phosphor (P) wird hauptsächlich aus landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgetragen. Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) stammt zum Teil aus Grünland- und Waldstandorten, aber auch aus vernässten naturnahen Standorten und Mooren. Die Stoffausträge aus diesen Landnutzungsformen vermischen sich im Zufluss zur Talsperre, sodass sich charakteristische Stoffaustragsmuster auf der Einzugsgebietsebene verwischen. Die starke Abhängigkeit von der Landnutzungsstruktur im Einzugsgebiet hat allerdings zur Folge, dass eine geänderte Landnutzungsverteilung einen wesentlichen Einfluss auf die Stoffausträge hat. Werden z.B. Grünlandstandorte zu Ackerflächen umgebrochen, würden sich die Stoffausträge von N und P deutlich verändern (erhöhen). Werden demgegenüber ertragsschwache Ackerstandorte oder unrentable Grünlandstandorte aufgeforstet, ist mit sinkenden N- und P-Austrägen zu rechnen.

Dieser enge Zusammenhang zwischen der Landnutzungsverteilung und den Stoffausträgen auf Einzugsgebietsebene bedingt, dass langfristige Betrachtungen sowohl für zurückliegende Zeitabschnitte als auch zukünftiger Zeiträume sehr schwer möglich sind. Insbesondere auf ackerbaulich genutzten Flächen wird der Eigentümer sehr schnell und marktpreisabhängig entscheiden, welche Ackerfrucht angebaut wird und welche Bodenbearbei-

tungs- und Düngemaßnahmen sinnvoll und notwendig erscheinen. Diese Veränderungen in der Fläche lassen sich zum jetzigen Zeitpunkt für weiter zurückliegende und zukünftige Zeiträume nur sehr schwer abschätzen und simulieren. Aus diesem Grund basieren die Auswertungen im Rahmen dieses Teilprojektes auf einer statischen Landnutzung. Es wird an den entsprechenden Stellen auf mögliche Änderungen in der Landnutzung und daraus folgende Konsequenzen hingewiesen.

Zusammenfassend ergeben sich für die Stoffhaushaltsmodellierungen folgende Betrachtungszeiträume:

- 2010 – 2011 Referenzperiode für die Stoffausträge aus den Hauptlandnutzungsformen Acker, Grünland und Wald (Klimadaten: Beobachtungsdaten, Projektionsdaten)
- 2012 – 2020 kurzfristiger Planungshorizont (Klimadaten: Projektionsdaten)
- 2021 – 2050 mittelfristiger Planungshorizont (Klimadaten: Projektionsdaten)
- 2071 – 2100 langfristiger Planungshorizont (Klimadaten: Projektionsdaten)

Das Modell wurde dann für den Zeitraum 2009 – 2100 mit den jeweiligen Läufen der Klimaprojektionsdaten und den sechs verschiedenen Parametersätzen angetrieben. Dies erlaubt sowohl eine Abschätzung der Unsicherheiten durch die Parametrisierung des SWAT-Modells als auch eine Abschätzung der emissionsbedingten Bandbreite und der modell- und klimabedingten Variabilität (HEIDENREICH ET AL. 2012).

### 3. Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Untersuchungen zum Stoffaustrag aus unterschiedlichen Landnutzungen dargestellt und diskutiert. Es wird dabei eine Untergliederung in Ergebnisse des Monitoringprogramms und Ergebnisse der Modellierungen vorgenommen, wobei erstere die Grundlage für die Beurteilung der Modellierungsergebnisse darstellen.

#### 3.1 Gemessene Stoffkonzentrationen in den Bächen der Kleinstzeugsgebiete

Die Wasserqualität eines Gewässers wird maßgeblich vom Eintrag an Nähr- und Schadstoffen beeinflusst. Für die Untersuchungen innerhalb des Verbundvorhabens REGKLAM besitzen vor allem die Nährstoffe besondere Relevanz, die für die Eutrophierung von Standgewässern (wie z.B. Talsperren) verantwortlich sind. Als Limitierungsfaktor für das Algenwachstum spielen dabei v.a. Phosphor, aber auch Stickstoff eine große Rolle. Untersucht wurde daher insbesondere der Austrag von gelöstem ortho-Phosphat-Phosphor ( $\text{ortho-PO}_4$ ), Gesamt-Phosphat-Phosphor ( $\text{G-PO}_4$ ), Nitrat-Stickstoff ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) aber auch gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC). In den folgenden Abschnitten ist die zeitliche Entwicklung der einzelnen Stoffkonzentrationen im Bach- (einzelne Landnutzungen) bzw. Flusswasser (Pegel Ammeldorf) beschrieben.

##### 3.1.1 Nitrat

Nitrat als Stickstofflieferant für Pflanzen ist stark wasserlöslich, wird im Boden kaum adsorbiert und daher sehr schnell ausgewaschen. Nitrat entsteht bei der Zersetzung eiweißhaltiger organischer Stoffe. Dabei wird zuerst Ammonium gebildet und dieses dann bakteriell zu Nitrat oxidiert. Eine zweite Quelle von Nitrat ist die Düngung von landwirtschaftlich genutzten Flächen mit mineralischem Stickstoffdünger (meist Nitrate) oder auch Gülle. Dabei kommt es zu einer Anreicherung von Stickstoff im Boden. Bei ungünstigen Witterungsverhältnissen kann das im Boden vorhandene Nitrat aufgrund seiner

Wasserlöslichkeit leicht ausgewaschen werden. Die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) im Bach- (einzelne Landnutzungen) und Flusswasser (gesamtes Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf) ist für die hydrologischen Jahre 2010 und 2011 (01.11.2009 – 31.10.2011) in Abbildung 5 dargestellt. Die Höhe der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen variiert je nach Landnutzung sehr stark.

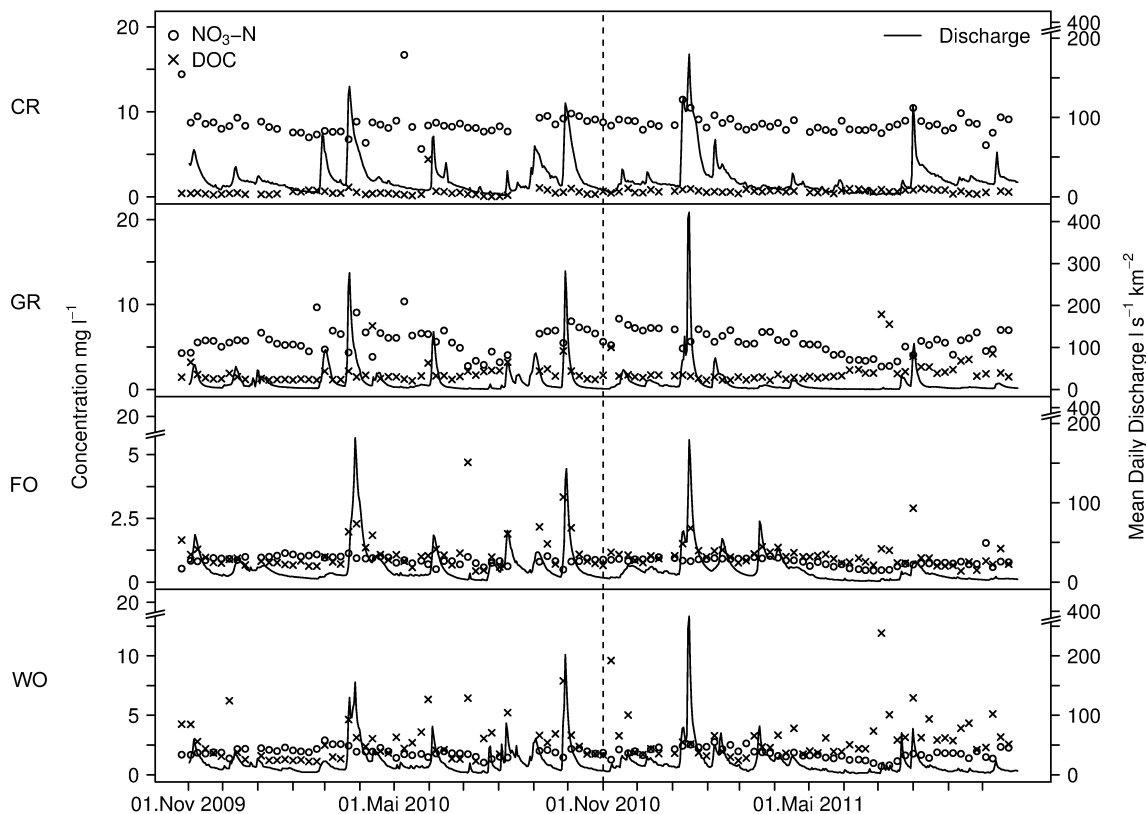


Abbildung 5 Zeitreihe der gemessenen Konzentrationen von Nitrat-Stickstoff ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) sowie der mittleren täglichen Abflussspende (Discharge) für die Landnutzungen Acker (CR), Grünland (GR), Wald (FO) und das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf (WO). (aus: BENNING ET AL. 2012)

Die höchsten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen wurden im Bachwasser der landwirtschaftlich genutzten Gebiete gemessen. Für den Zeitraum der hydrologischen Jahre 2010 und 2011 (01.11.2009 – 31.10.2011) wurde für das Ackergebiet eine mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konzentration von  $8,6 \text{ mg l}^{-1}$  berechnet, für das Grünlandgebiet  $5,6 \text{ mg l}^{-1}$ . Demgegenüber ist die mittlere Konzentration im Waldgebiet um ein vielfaches geringer und liegt bei durchschnittlich  $0,8 \text{ mg l}^{-1}$ . Ähnliche Ergebnisse wurden von CHOW ET AL. (2011) publiziert. In deren Studie wurden Einzugsgebiete mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Intensität verglichen. Dabei zeigte sich auch dort, dass Gebiete mit starker landwirtschaftlicher Nutzung wesentlich höhere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen aufwiesen als Gebiete mit überwiegend forstwirtschaftlicher Nutzung. Die zeitliche Dynamik des Nitrataustrags variiert in allen drei Kleinstzugsgebieten nur recht schwach. Höhere Nitratkonzentrationen werden vor allem im Winterhalbjahr und in den landwirtschaftlichen Gebieten nach der Ernte bzw. der Mahd gemessen. Auch bei der Schneeschmelze wurden höhere Nitratkonzentrationen gemessen. MATZNER UND BORKEN (2008) kommen in ihren Untersuchungen ebenfalls zu dem Ergebnis, dass Gefrier- und anschließende Auftauzyklen zu höheren Nitratausträgen führen.

Am Auslass des gesamten Untersuchungsgebietes, dem Pegel Ammeldorf, zeigt sich für die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration eine ähnlich geringe Dynamik wie im Kleinstezugsgebiet Wald. Die höheren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen aus den landwirtschaftlichen Gebieten werden durch die niedrigen Konzentrationen in den Waldwässern verdünnt. Der hohe Waldanteil im Einzugsgebiet und die Verdünnungsreaktion bedingen eine sehr niedrige  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration am Einzugsgebietsauslass. Die mittlere Konzentration liegt bei  $1,8 \text{ mg l}^{-1}$  im betrachteten Zeitraum.

Sowohl die in den einzelnen Kleinstezugsgebieten, als auch die am Pegel Ammeldorf gemessenen Nitratkonzentrationen liegen unterhalb des in der Deutschen Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwertes von  $50 \text{ mg l}^{-1}$  (TRINKWASSERVERORDNUNG 2001). Auch der interne Richtwert von  $25 \text{ mg l}^{-1}$  der Landestalsperrenverwaltung Sachsen (PÜTZ ET AL. 2002) wird am Pegel Ammeldorf eingehalten. Eine unmittelbare Gefährdung der Trinkwasserqualität durch zu hohe Nitratkonzentrationen ist daher nicht gegeben.

### 3.1.2 Gesamtphosphat

Phosphor (P) ist zum größten Teil partikelgebunden und gelangt vor allem durch Erosion ins Gewässer. Da Ackerflächen meist nicht ganzjährig von einer geschlossenen Vegetationsdecke überschirmt sind, ist die Anfälligkeit für Erosion durch Oberflächenabfluss höher als in Waldflächen. Dementsprechend werden aus ackerbaulich genutzten Gebieten höhere P-Konzentrationen im Gewässer erwartet als aus Waldflächen. Diese Annahme wird durch die Ergebnisse des periodischen Monitoring-Programms bestätigt. Der zeitliche Verlauf der Nitrat-Konzentrationen in den Kleinstezugsgebieten und am Auslass des Untersuchungsgebietes ist in Abbildung 6 dargestellt. Die mittlere Gesamt-P-Konzentration im Ackereinzugsgebiet beträgt für die beiden hydrologischen Jahre 2010 und 2011  $50,2 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$  und ist damit die höchste in den Kleinstezugsgebieten gemessene Gesamt-P-Konzentration. Die Konzentration im Bachwasser des Grünlandezugsgebietes ist mit  $34,9 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$  geringer. Die geringste Gesamt-P-Konzentration wurde im Waldgebiet beobachtet, dort betrug sie  $7,7 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ . WETZEL (2001) berichtet für Gewässerökosysteme einen P-Hintergrundwert von  $10 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$  als Referenzwert für unverschmutzte Gewässer. Somit kann die Gesamt-P-Konzentration im Waldgebiet als natürlich angesehen werden. Die am Pegel Ammeldorf gemessene Gesamt-P-Konzentration ist mit  $12,3 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$  nur unwesentlich höher als der Referenzwert für unbelastete Gewässer und zeigt, dass die niedrigen Konzentrationen aus den Waldgebieten im gesamten Einzugsgebiet ausgleichend wirken. Die höheren Gesamt-P-Konzentrationen aus den landwirtschaftlichen Flächen werden durch die geringen Gesamt-P-Konzentrationen aus den Waldgebieten verdünnt.

Der zeitliche Verlauf der Gesamt-P-Konzentration in den (Kleinst-) Einzugsgebieten (Abbildung 6) zeigt, dass Gesamt-P vor allem bei stärkeren Niederschlagsereignissen ausgewaschen wird. Peaks bei Gesamt-P treten häufig zeitgleich mit Abflusspeaks ein. Diese Reaktion ist in allen Landnutzungsformen zu beobachten, jedoch ist die Höhe der Peak-Konzentrationen unterschiedlich. Die höchsten Konzentrations-Peaks wurden in den landwirtschaftlichen Gebieten gemessen, die niedrigsten im forstwirtschaftlich genutzten Kleinstezugsgebiet.

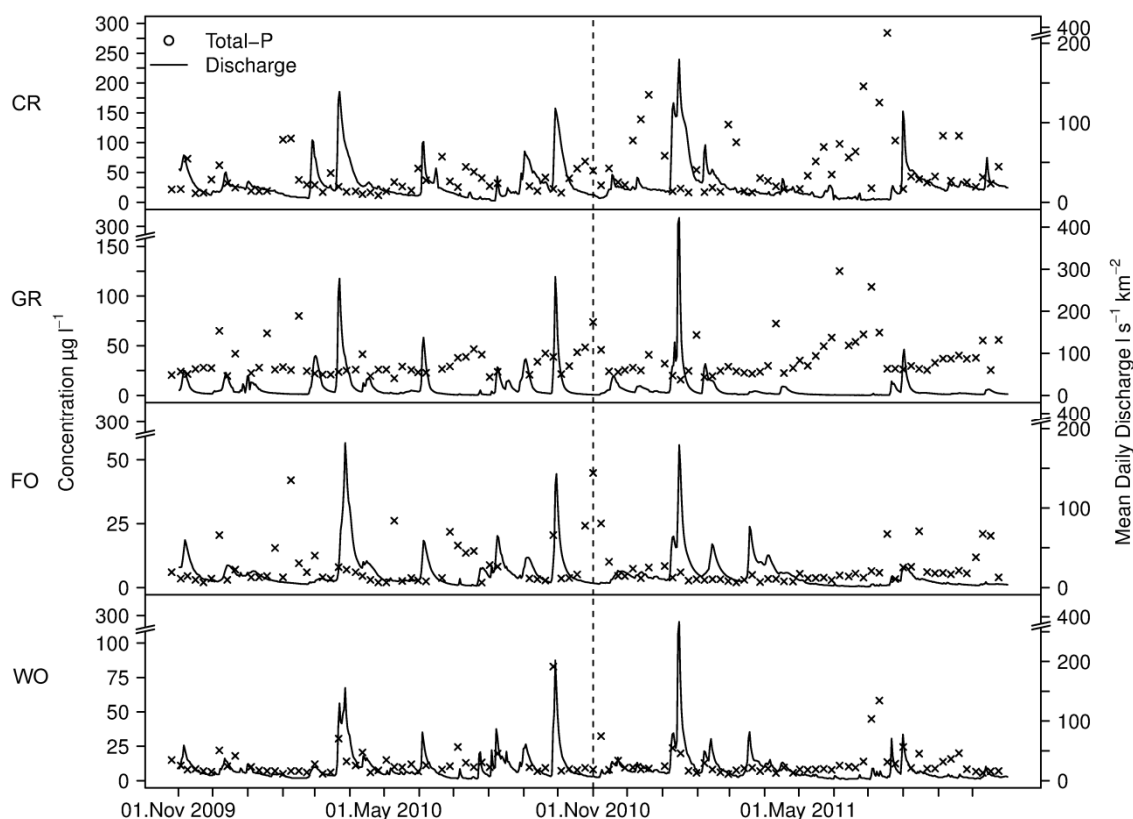


Abbildung 6 Zeitreihe der gemessenen Gesamt-Phosphor-Konzentrationen sowie der mittleren täglichen Abflusspende (Discharge) für die Landnutzungen Acker (CR), Grünland (GR), Wald (FO) und das gesamte Untersuchungsgebiet (WO).

### 3.1.3 Orthophosphat

Das im Gewässer gelöst vorliegende anorganische Orthophosphat ( $\text{PO}_4^-$ ) ist die P-Quelle, die für das Pflanzenwachstum im Gewässer unmittelbar verfügbar ist und von den Pflanzen (insbesondere Algen) zum Biomasseaufbau genutzt werden kann. Damit ist es ein relevanter Faktor für die Eutrophierung von Gewässern. In naturnahen, nicht verunreinigten Gewässern liegt die geogene Orthophosphat-Konzentration im Bereich um  $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (WETZEL 2001). Damit ist der Anteil gelösten Phosphors im Gewässer im Vergleich zur Gesamtkonzentration relativ niedrig.

Die Konzentrationsverläufe der in den (Kleinst-) Einzugsgebieten gemessenen ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentrationen (Ortho-P) sind in Abbildung 7 dargestellt. In allen Einzugsgebieten sind die Konzentrationen recht niedrig. Allerdings sind innerhalb der Kleinst-einzugsgebiete deutliche Unterschiede zwischen den landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich genutzten Gebieten zu erkennen.

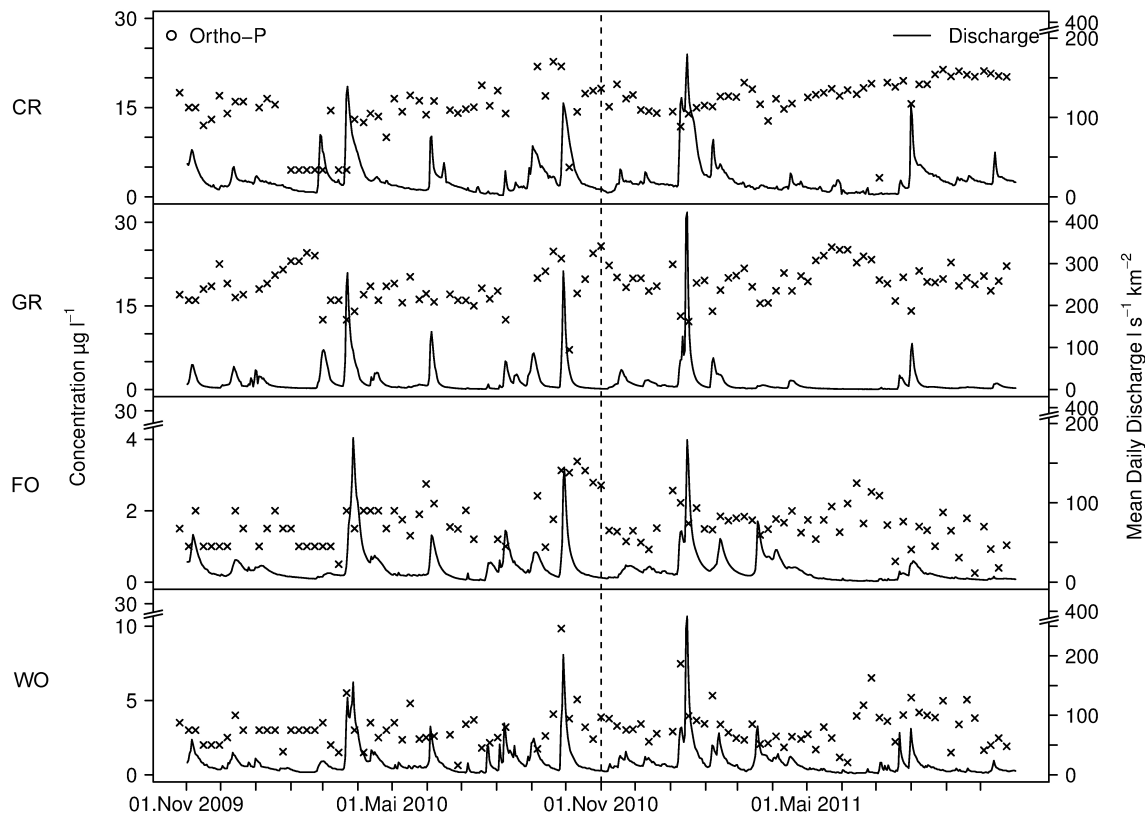


Abbildung 7 Zeitreihe der gemessenen Konzentrationen des gelösten ortho-Phosphat-Phosphors (Ortho-P) und der mittleren täglichen Abflussspende (Discharge) für die Landnutzungen Acker (CR), Grünland (GR), Wald (FO) und das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf (WO). (aus: BENNING ET AL. 2012)

Die mittlere Ortho-P-Konzentration der landwirtschaftlichen Kleinstzugsgebiete für die beiden hydrologischen Jahre 2010 und 2011 liegt bei  $15,5 \mu\text{g l}^{-1}$  im Ackergebiet und  $18,9 \mu\text{g l}^{-1}$  im Grünlandgebiet. Demgegenüber liegt die Konzentration im Waldgebiet mit einem Mittelwert von  $1,5 \mu\text{g l}^{-1}$  deutlich niedriger. Auf der Ebene des mesoskaligen Talsperren-Einzugsgebietes (bis zum Pegel Ammeldorf) findet auch beim Ortho-P eine Verdünnung statt. Die mittlere Ortho-P-Konzentration am Pegel Ammeldorf liegt bei  $3,1 \mu\text{g l}^{-1}$ . Die hohen Konzentrationen aus den landwirtschaftlich genutzten Gebieten werden durch den hohen Waldanteil innerhalb des Einzugsgebietes und dessen niedrige Ortho-P-Konzentrationen verdünnt. Die Dynamik im Jahresverlauf ist in allen drei Kleinstzugsgebieten ähnlich. Die höchsten Konzentrationen treten außerhalb der Vegetationsperiode im Winterhalbjahr auf, die niedrigsten Konzentrationen in der Vegetationsperiode. Diese Konzentrationsunterschiede lassen sich durch Vegetationseffekte erklären, da während der Wachstumsphase die Vegetation Phosphor in gelöster Form zum Biomasseaufbau nutzt. Somit wird dem Boden lösliches Phosphat entzogen, das dann nicht mehr über das Bodenwasser ins Bachwasser gelangen kann. Neben einem höheren P-Austrag aus den Böden des Einzugsgebietes im Winterhalbjahr sind auch geringere P-Festlegungsraten durch benthischen Aufwuchs im Gewässer selbst eine Erklärung für höhere Ortho-P-Konzentrationen im Gewässer (vgl. WETZEL 2001, BREHM & MEIJERING, 1982). Desweiteren treten hohe Ortho-P-Konzentrationen während Starkniederschlagsereignissen auf. Diese können auf verstärkte Auswaschungsvorgänge in den oberen Bodenhorizonten, gerade aus vernässten Standorten, zurückgeführt werden.

### 3.1.4 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) im Rohwasser ist ein weiterer wichtiger Parameter für die Trinkwasseraufbereitung. Er besteht neben einem geringen Anteil leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffs, zum Großteil aber aus schwer abbaubaren organischen Verbindungen, insbesondere aus Huminstoffen. Diese Verbindungen verursachen eine bräunliche Färbung des Wassers, die für die Trinkwasserbereitstellung von ästhetischer und geschmacklicher Bedeutung ist. Höhere Einträge dieser Stoffe kommen v.a. aus Moor-, Grünland- und Waldgebieten mit sauren und gleichzeitig häufig auch staunassen Böden. Die DOC-Konzentrationen in Flüssen variieren nach THURMAN (1985) in Abhängigkeit vom Durchfluss. Flüsse, deren Durchflussmengen kleiner als  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  sind, weisen Konzentrationen im Bereich von  $1 - 4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  auf. In größeren Flüssen schwankt die Konzentration häufig zwischen  $2 - 10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ .

Der zeitliche Verlauf der in den Einzugsgebieten gemessenen DOC-Konzentrationen ist in Abbildung 5 gezeigt. Die gemessenen Konzentrationen liegen in dem Bereich, der von THURMAN (1985) für kleinere Flüsse angegeben wird. Die niedrigsten Konzentrationen wurden im Bachwasser des Ackergebietes gemessen. Durch die Bodenbearbeitung und den Ernteentzug in diesem Gebiet findet im Oberboden keine so starke Humusanreicherung statt, wie sie im Grünland oder Waldgebiet zu finden ist. Außerdem ist die qualitative Zusammensetzung der organischen Substanz in Ackerböden aufgrund höherer pH-Werte anders und damit die Löslichkeit geringer. Der DOC-Austrag aus Ackergebieten ist somit insgesamt geringer.

Der Vergleich zwischen den gemessenen Konzentrationen im Grünland- und Waldgebiet zeigt, dass im Grünlandgebiet höhere DOC-Konzentrationen über das Bachwasser ausgetragen werden. Die Konzentrationen steigen während des Sommerhalbjahres 2010 leicht an. Dies ist auf die sehr feuchte Witterung, damit einhergehende höhere Abflüsse und daran gekoppelt höhere Auswaschungen zurückzuführen. Der DOC-Austrag im Waldgebiet ist geringer, da die Böden im Einzugsgebiet vollständig terrestrisch sind und weder vernässte Flächen noch vermoorte Standorte vorkommen.

In Abbildung 5 sind am Pegel Ammeldorf vereinzelt höhere DOC-Konzentrationen zu erkennen. Diese korrespondieren sehr oft mit Abflussspitzen, die durch stärkere Niederschlagsereignisse induziert sind. Die höheren Austräge stammen zu einem großen Teil aus dem tschechischen Teil des Einzugsgebietes, das größeren Anteile vernässter und/oder vermoorter Standorte aufweist. Einzelne punktuell höhere Konzentrationen könnten auch aus Einleitungen aus dem Siedlungsbereich stammen, wobei der Anschlussgrad der Abwasserentsorgung innerhalb des Einzugsgebietes jedoch recht hoch ist und die Abwasserentsorgung in nicht erschlossenen Bereichen über Kleinkläranlagen bzw. Abflusslose Gruben realisiert ist (SUDBRACK 2010). Eine generelle Gefährdung der Wasserqualität durch Abwassereinleitungen ist somit nicht gegeben. Betrachtet man den Austrag an DOC aus dem Gesamteinzugsgebiet, ist dieser als gering einzuschätzen. In der TVO ist kein Grenzwert für die DOC-Konzentration angegeben (TRINKWASSERVERORDNUNG 2001), jedoch führen hohe DOC-Konzentrationen zu zusätzlichem Aufwand in der Trinkwasseraufbereitung, was mit zusätzlichen Kosten verbunden ist.

## 3.2 Beobachtete Nährstoff-Frachten für die Kleinstezugsgebiete Acker, Grünland, Wald und das gesamte Untersuchungsgebiet

### 3.2.1 Stickstoff

Der Stickstoffaustrag variiert sehr stark in Abhängigkeit von der Landnutzungsform und deren Bewirtschaftung. Eine Übersicht über die jährlichen Nitratstickstoff-Frachten ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) für die drei verschiedenen Landnutzungen und das gesamte Untersuchungsgebiet enthält Tabelle 6. Es sind deutliche Unterschiede zwischen der land- und forstwirtschaftlichen Landnutzung zu erkennen. Während der beiden Jahre 2010 und 2011 wurden unter der Landnutzung Acker durchschnittlich  $51 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ausgetragen, unter Grünland  $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Aus der Landnutzung Wald wird mit durchschnittlich  $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  am wenigsten  $\text{NO}_3\text{-N}$  ausgetragen.

Tabelle 6 Berechnete Nitratstickstoff-Frachten ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) für die drei Landnutzungsformen und das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf für die Jahre 2010 und 2011.

$\text{NO}_3\text{-N}$	2010	2011
	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	
Acker	49,3	52,0
Grünland	38,5	20,5
Wald	5,0	3,6
Pegel Ammeldorf	13,3	11,4

Die in Tabelle 6 präsentierten Frachten zeigen eine große Schwankung des  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrages zwischen den beiden Jahren. Dies zeigt sehr deutlich die Witterungsabhängigkeit des  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austrages. Das Jahr 2010 war durch ein deutlich häufigeres Auftreten von stärkeren, sommerlichen Niederschlägen gekennzeichnet und insgesamt wesentlich feuchter als das Jahr 2011. Dies führt zu höheren Austrägen. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass bereits durch sehr kleinräumige, intensive Niederschlagsereignisse beträchtliche Mengen an  $\text{NO}_3\text{-N}$  ausgetragen werden, wie die Ergebnisse der ereignisbezogenen Monitorings zeigen. Meist werden solche Austräge in einem stichtagsbezogenen Monitoring-Programm nicht erfasst, die daraus berechneten Frachten unterschätzen somit den realen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag.

Aus dem gesamten Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf wurde in den Jahren 2010 und 2011 im Durchschnitt  $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ausgetragen. Verglichen mit den einzelnen Landnutzungsformen liegt die Höhe des Austrags von  $\text{NO}_3\text{-N}$  aus dem gesamten Untersuchungsgebiet zwischen den drei Landnutzungsformen und spiegelt die Landnutzungsverteilung innerhalb des Gebietes wider. Der hohe Anteil Waldflächen innerhalb des Gebietes führt zu geringeren auf den Hektar normierten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen.

### 3.2.2 Phosphor

Phosphor (P) gelangt sowohl in kolloidaler als auch in gelöster Form vor allem über den Austrag aus ackerbaulich genutzten Flächen in Oberflächengewässer. Der Hauptaustragspfad ist dabei der partikelgebundene, kolloidale Transport (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Dieser spielt vor allem bei Acker eine große Rolle, da dort der Boden oftmals nicht

ganzjährig von der Vegetation bestockt ist und sich dadurch das Risiko für Bodenerosion ergibt. Der aus den Messdaten berechneten Gesamt-Phosphorausstrag (Gesamt-P) ist in Tabelle 7 zusammengefasst. Festzustellen ist, dass der Gesamt-P Austrag ähnlich dem  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austrag eine deutliche Abhängigkeit von der Landnutzung zeigt. Im Durchschnitt wurden aus der Landnutzung Acker während der beiden Jahre  $0,25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  Gesamt-P ausgetragen, aus der Landnutzungsform Grünland  $0,15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Der geringste Austrag an Gesamt-P wurde für die Landnutzungsform Wald beobachtet, er betrug im Durchschnitt  $0,04 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Die große Differenz in den Austrägen zwischen den land- und forstwirtschaftlich genutzten Gebieten ist zum einen auf die geringere Neigung zur Bildung von Oberflächenabfluss zurückzuführen, zum anderen auf die P-Anreicherung in den landwirtschaftlich genutzten Böden. Diese Flächen erhielten zwar seit ca. 10 Jahren keine P-Düngung mehr (Dorrock 2010A), wurden zuvor jedoch jahrzehntelang mit P gedüngt, was zu einer P-Anreicherung führte (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Tabelle 7 Berechnete Gesamt-Phosphor-Frachten (Gesamt-P) für die drei Landnutzungsformen und das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf für die Jahre 2010 und 2011.

Gesamt- $\text{PO}_4$	2010	2011
	kg $\text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	
Acker	0,22	0,28
Grünland	0,18	0,11
Wald	0,05	0,02
Pegel Ammeldorf	0,14	0,08

Der Gesamt-P Austrag aus dem Untersuchungsgebiet ist mit  $0,11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  relativ gering. Der Austrag liegt damit zwischen den Austrägen aus den land- und forstwirtschaftlich genutzten Gebieten und spiegelt die Landnutzungsverteilung recht gut wider.

Die Bedeutung des kolloidalen P-Transportes lässt sich anhand der Ergebnisse des ereignisbezogenen Monitorings verdeutlichen. Es wurden mehrere Abflussereignisse beprobt, die durch Starkniederschläge verursacht wurden. Dabei zeigte sich, dass während eines Ereignisses von wenigen Tagen Dauer bis zu 15 % der jährlichen P-Fracht ausgetragen werden. Diese Mengen werden über das periodische Monitoring-Programm nicht erfasst. Daher muss davon ausgegangen werden, dass die in Tabelle 7 dargestellten Gesamt-P Austräge die realen Austräge unterschätzen.

### 3.2.3 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Die DOC-Austräge unterscheiden sich sehr stark sowohl zwischen den Landnutzungsformen (Kleinstinzugsgebiete), als auch im Vergleich der Landnutzungsspezifischen Austräge mit den Austrägen des Untersuchungsgebietes. Die für die Jahre 2010 und 2011 berechneten DOC-Austräge aus den Landnutzungen Acker, Grünland und Wald sowie aus dem gesamten Untersuchungsgebiet beinhaltet Tabelle 8. Die höchsten DOC-Austräge wurden für das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf berechnet. Im Durchschnitt der beiden Jahre wurden  $21,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ausgetragen. Unter der Landnutzung Acker wurden durchschnittlich  $4,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ausgetragen, unter Grünland  $12,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und unter Wald  $7,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Wie in Abschnitt 3.1.4 bereits erläutert, stammen die hohen DOC-Austräge aus vernässten und vermoorten Teilflächen, die im Rahmen des periodischen Monitoring-Programms zunächst nicht erfasst wurden. Daher

wurde das periodische Monitoring-Programm im Jahr 2012 um drei zusätzliche Messstellen erweitert. Die Ergebnisse von diesen zusätzlichen Messstellen bestätigen die Vermutung, dass die höheren DOC-Austräge aus dem tschechischen Teil des Einzugsgebietes stammen.

Tabelle 8 Berechnete Frachten des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) für die drei Landnutzungsformen und das gesamte Untersuchungsgebiet bis zum Pegel Ammeldorf für die Jahre 2010 und 2011.

DOC	2010	2011
	kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	
Acker	4,2	3,9
Grünland	16,8	7,6
Wald	9,6	5,3
Pegel Ammeldorf	26,2	16,9

Ähnlich wie bei der Darstellung der NO<sub>3</sub>-N- und Gesamt-P-Austräge muss auch hier auf die hohe Abflussabhängigkeit der DOC-Austräge hingewiesen werden. Die Ergebnisse des ereignisbezogenen Monitorings zeigen, dass während eines einzelnen Starkniederschlagsereignisses bereits bis zu 17 % der jährlichen DOC-Fracht ausgetragen werden können. Die in Tabelle 8 dargestellten DOC-Austräge unterschätzen somit mit hoher Wahrscheinlichkeit den realen DOC-Austrag.

### 3.3 Auswertung der Klimaänderungssignale für das Untersuchungsgebiet

Für die REGKLAM-Modellregion liegen Auswertungen der projizierten Klimaänderungen in der Publikation von BERNHOFER ET AL. (2011) vor. Die darin berichteten Änderungssignale sind für die gesamte Modellregion, vom Tiefland im Norden Dresdens bis in die Kammlagen des Erzgebirges im Süden, berechnet. Dabei wird in weiten Teilen keine Unterscheidung in Tief- bzw. Berglandbereiche vorgenommen. Da das Untersuchungsgebiet für die vorliegende Untersuchung jedoch nur das Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle umfasst, welches in den mittleren und hohen Lagen des Osterzgebirges liegt, werden in den folgenden Abschnitten die prognostizierten Klimaänderungen für die Klimastation Zinnwald-Georgenfeld bzw. die drei, für das Untersuchungsgebiet repräsentativen, Gitterzellen des CLM-Modells kurz dargestellt.

### 3.3.1 Temperatur

Die aus Beobachtungsdaten des Zeitraums 1971 – 1990 berechnete Jahresmitteltemperatur für die Klimastation Zinnwald-Georgenfeld beträgt 4,5 °C. In Abbildung 8 ist die Temperaturabweichung innerhalb des Zeitraums 1961 - 2000 und die langjährige Temperaturänderung (Zeitraum 1961 – 2100) für die Beobachtungen an der Klimastation Zinnwald-Georgenfeld sowie die regionalen Klimamodelle WETTREG 2010 und CLM dargestellt.

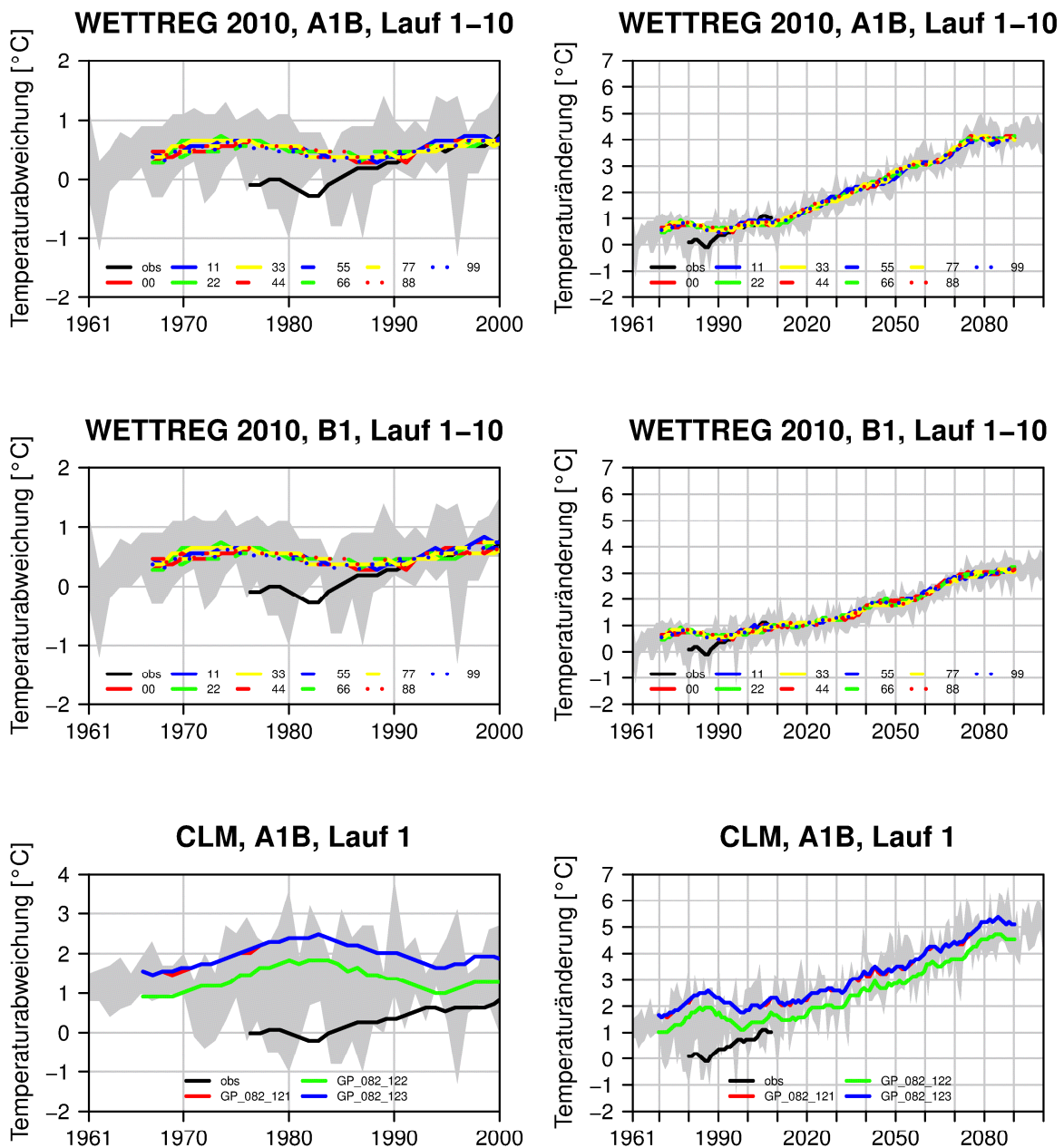


Abbildung 8 Abweichung der Jahresmitteltemperatur und langjährige Temperaturänderung (11-jährig gleitendes Mittel) von der Jahresmitteltemperatur des Kontrollzeitraums (1971 – 1990) für die Beobachtung und die regionalen Klimamodelle (WETTREG 2010, CLM) im Untersuchungsgebiet. Grau hinterlegt sind die Minima und Maxima aller dargestellten Läufe.

Beide Regionalmodelle überschätzen die Temperatur im Kontrollzeitraum (1961 – 2000). Der in den Beobachtungsdaten verzeichnete ansteigende Trend der Jahresmitteltemperatur wird von den Modellen nicht wiedergegeben. Das statistische Modell WETTREG 2010 überschätzt die Jahresmitteltemperatur unabhängig vom Emissionsszenario bis zum Jahr 1990 im Mittel um +0,5 °C. Ab dem Jahr 1990 liegen die prognostizierten Jahresmitteltemperaturen dann sehr nahe an den gemessenen Werten. Das dynamische Modell CLM überschätzt die Jahresmitteltemperatur im gesamten Zeitraum im Mittel um +1,5 °C.

Die prognostizierten Temperaturänderungen für die Zukunft variieren sehr stark in Abhängigkeit des betrachteten Modells und Emissionsszenarios. Alle drei Regionalmodelle prognostizieren einen Anstieg der Jahresmitteltemperatur wie in Abbildung 8 dargestellt. Dabei sieht man für das Modell WETTREG 2010 deutliche Unterschiede zwischen den Emissionsszenarien. Für das Emissionsszenario A1B wird ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur um +4 °C vorhergesagt, für das Emissionsszenario B1 ein Anstieg um +3 °C. Dabei ist die emissionsbedingte Variabilität wesentlich größer als die klimabedingte Variabilität, da die Unterschiede zwischen den jeweils 10 Läufen des WETTREG-Modells eines Emissionsszenarios wesentlich geringer sind als die Unterschiede zwischen den Emissionsszenarien. Auch zwischen den beiden Regionalmodellen werden bei der Betrachtung des gleichen Emissionsszenarios (A1B) deutliche Unterschiede in der Prognose sichtbar. Das dynamische Regionalmodell CLM prognostiziert einen stärkeren Temperaturanstieg bis zum Jahr 2100 (+4,5 °C) als das statistische Modell WETTREG 2010 (+4,0 °C).

### 3.3.2 Niederschlag

Die Prognose der Entwicklung der zukünftigen Niederschläge ist mit einer wesentlich größeren Unsicherheit behaftet als die Prognose der Temperaturentwicklung (BERNHOFER ET AL. 2011). Die von den Modellen prognostizierten Summen der Jahresniederschläge für den Kontrollzeitraum weichen deutlich von der mittleren Jahresniederschlagssumme des Zeitraums 1971 – 1990 ab. Die Niederschlagssumme beträgt für die Station Zinnwald-Georgenfeld 1120 mm. Abbildung 9 zeigt für die Regionalmodelle WETTREG 2010 und CLM die Abweichung der prognostizierten Jahresniederschläge für den Kontrollzeitraum (Niederschlagsabweichung, linke Seite) und die Änderung der Jahresniederschläge für die Zukunft.

Beide Regionalmodelle zeigen innerhalb des Kontrollzeitraums hohe Abweichungen der prognostizierten Jahresniederschläge vom mittleren Jahresniederschlag des Zeitraums 1971 – 1990. Dabei ist die mittlere Schwankungsbreite des Modells WETTREG 2010 unabhängig vom Emissionsszenario wesentlich geringer (-200 mm - +100 mm) als die mittlere Schwankungsbreite des Modells CLM (-250 mm - +200 mm). Diese höhere Abweichung ist als modellbedingt einzustufen, da die höhere Abweichung auch bei Betrachtung des gleichen Emissionsszenarios (A1B) feststellbar ist.

Betrachtet man die Änderung der mittleren Jahresniederschläge bis zum Jahr 2100, zeigen sich zwischen den beiden Regionalmodellen deutliche Unterschiede. WETTREG 2010 prognostiziert unabhängig vom Emissionsszenario ab dem Jahr 2020 deutliche Abnahmen in der Niederschlagssumme, CLM zeigt für die gewählten Gitterzellen keinen einheitlichen Trend. Die prognostizierten Niederschlagsänderungen variieren in ihrer Stärke in Abhängigkeit vom Emissionsszenario. Der Vergleich der Ergebnisse des Modells WETTREG 2010 verdeutlicht, dass die mittlere Niederschlagsabnahme im Jahr 2100 für das Emissionsszenario A1B mit -225 mm deutlich stärker ausfällt, als für das Emissionsszenario B1 mit -150 mm. Einen starken Einfluss auf die Ergebnisse hat auch die Auswahl des Regional-

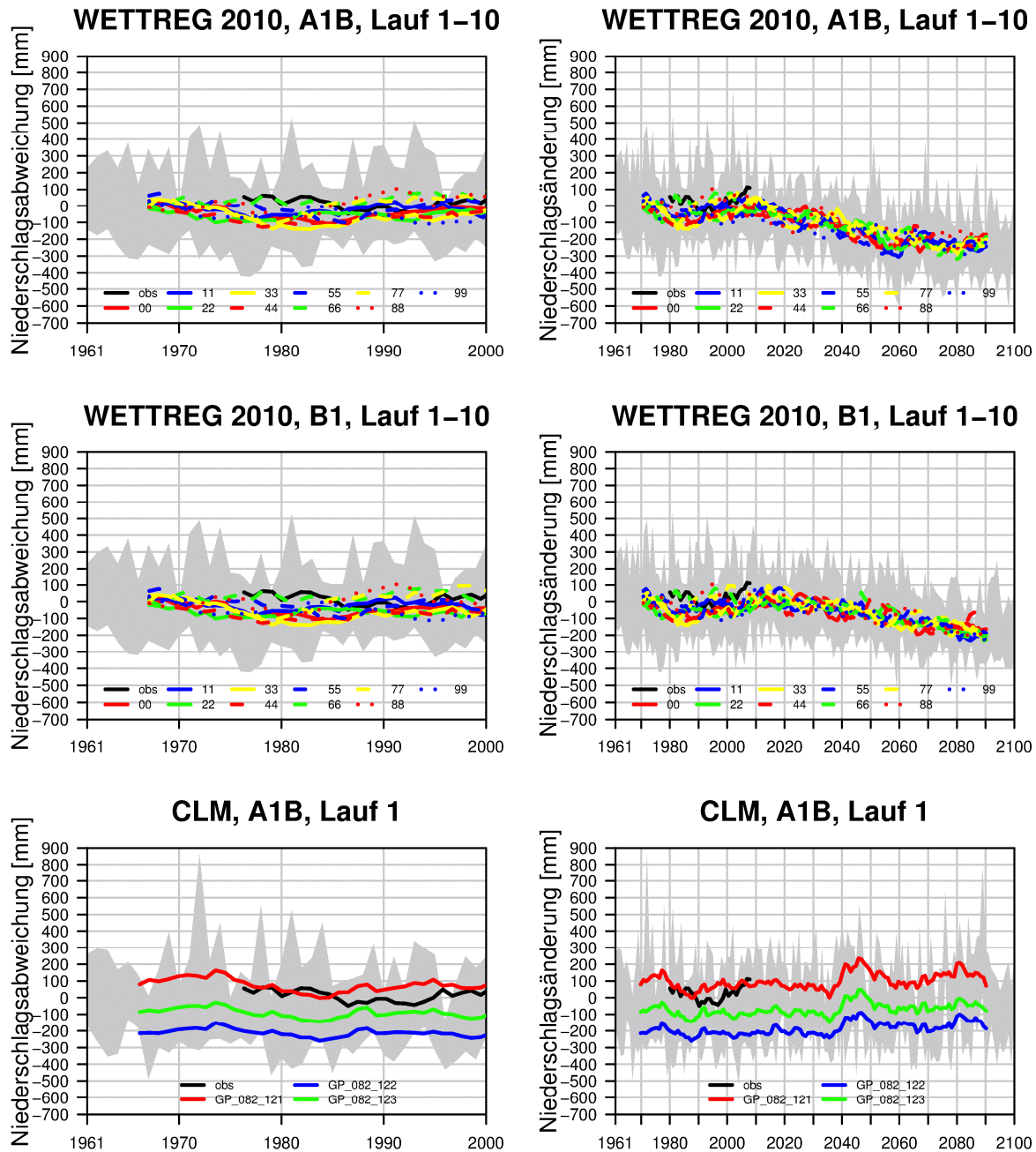


Abbildung 9 Abweichung der mittleren Jahresniederschläge im Kontrollzeitraum (1961 – 2000) (linke Seite) und Änderung der mittleren Jahresniederschläge im Zeitraum 1961 – 2100 (rechte Seite) vom Mittelwert des Zeitraums 1971 – 1990. Grau hinterlegt sind die Minima und Maxima aller dargestellten Läufe.

modells. Bei Nutzung des gleichen Emissionsszenarios (A1B) ergeben sich mit dem Modell WETTREG 2010 deutliche Niederschlagsabnahmen, während das Modell CLM je nach betrachteter Gitterbox eine Zunahme oder eine Abnahme der Niederschläge prognostiziert und damit kein einheitlicher Trend feststellbar ist.

Die Entwicklung der monatlichen Niederschlagssummen zeigt für die drei Zeitscheiben kurzfristiger Planungshorizont (2009 – 2020), mittelfristiger Planungshorizont (2021 –

2050) und langfristiger Planungshorizont (2071 – 2100) deutliche Veränderungen (Abbildung 10). Der Vergleich zwischen kurz- und mittelfristigem Planungshorizont macht deutlich, dass die Niederschläge im Januar und Februar zunehmen, in den Sommermonaten Juli und August allerdings eine Abnahme zu verzeichnen ist. Die Variabilität der Niederschläge nimmt leicht zu. Die Veränderungen verstärken sich hin zum langfristigen Planungshorizont. In diesem ist eine leichte Zunahme der Frühjahrsniederschläge zu verzeichnen, die sommerlichen Niederschläge sinken weiterhin.

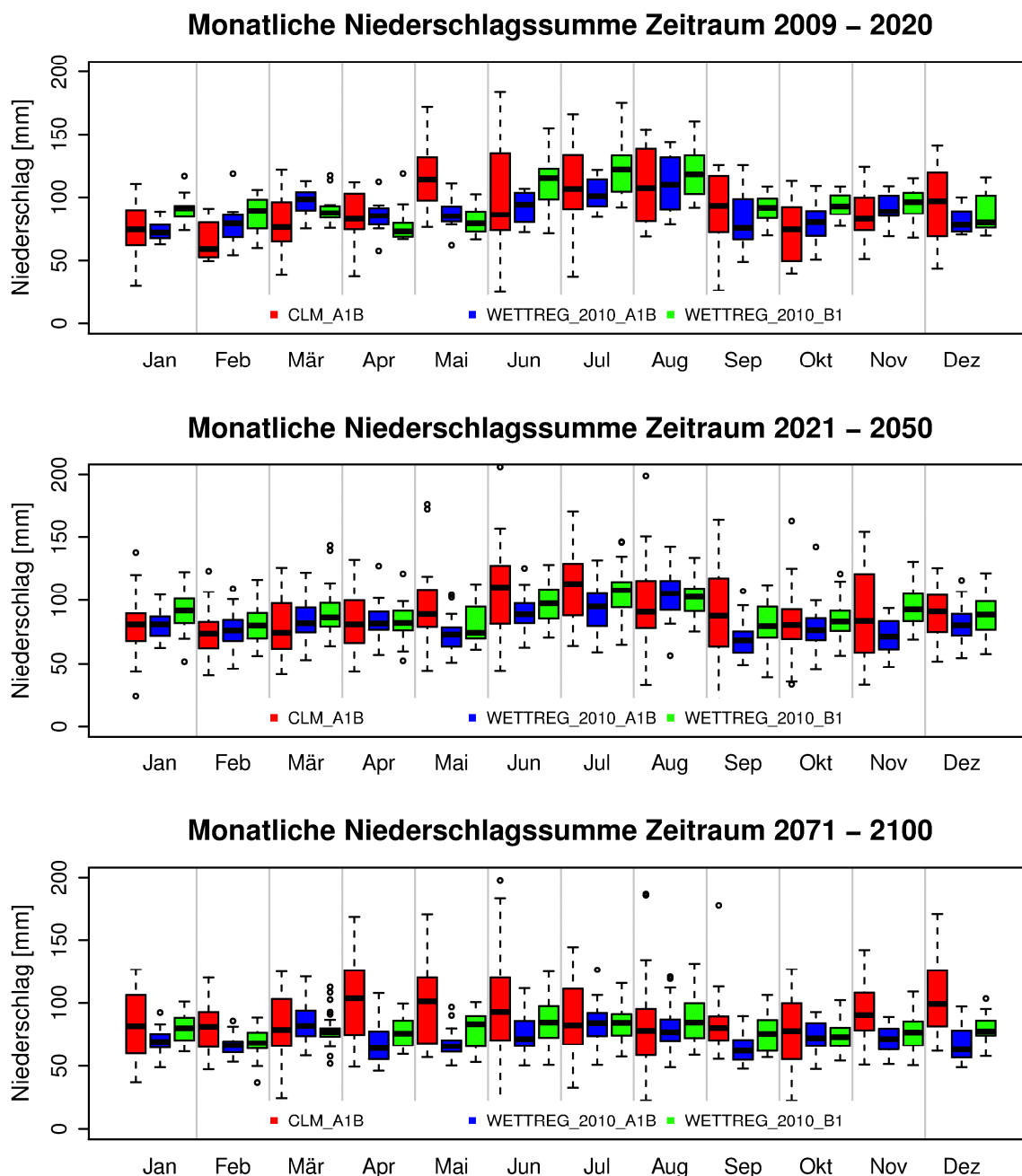


Abbildung 10 Entwicklung der prognostizierten monatlichen Niederschlagssummen der Modelle WETTREG 2010 und CLM für den kurz- (2009 – 2020), mittel- (2021 – 2050) und langfristigen (2071 – 2100) Planungshorizont.

### 3.4 Projizierte Veränderungen des Abflusses

Der in einem Einzugsgebiet generierte Abfluss hat einen wesentlichen Einfluss auf die Stoffausträge. Höhere Abflüsse führen zu höheren Stoffausträgen, insbesondere bei Nitratstickstoff und Phosphor. Das für das Untersuchungsgebiet angewendete Stoffhaushaltsmodell basiert auf der Einzugsgebietshydrologie. Damit lassen sich aus den projizierten Klimaänderungen Aussagen zur möglichen künftigen Entwicklung der Abflüsse ableiten.

Der langjährige mittlere Abfluss am Pegel Ammeldorf beträgt 663 mm pro Jahr (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE 2010). Die Ergebnisse der SWAT-Modellierung mit den projizierten Klimadaten als Antrieb zeigen einen Rückgang der Abflüsse, unabhängig vom verwendeten Klimamodell. Die mittleren Jahresabflüsse am Pegel Ammeldorf sind in Tabelle 9 zusammengefasst. Bereits für die Kalibrierungsperiode zeigt sich, dass die Abflüsse vom Modell unterschätzt werden, was zu einem großen Teil an der Unterschätzung der Niederschläge durch die beiden Regionalmodelle liegt.

Tabelle 9 Entwicklung der mittleren jährlichen Abflüsse am Pegel Ammeldorf für die REGKLAM-Zeitscheiben

Zeitscheibe	WETTREG 2010		CLM
	A1B	B1	A1B
2009 – 2020	458 mm	428 mm	537 mm
2021 – 2050	398 mm	369 mm	466 mm
2071 – 2100	312 mm	294 mm	340 mm

Bereits für den Zeitraum 2009 – 2020 werden deutlich geringere Abflüsse prognostiziert, die bis zum Zeitraum 2071 – 2100 nochmals deutlich sinken. Die Abnahme der Niederschläge fällt unter Nutzung der CLM-Daten geringer aus, da aus diesen kein signifikanter Trend zur Niederschlagsabnahme festzustellen ist. Vergleicht man die prognostizierten Abflüsse des Zeitraums 2071 – 2100 mit dem bisherigen, langjährigen Mittelwert, so entsprechen diese einer Reduktion des Abflusses im Mittel um 52%.

### 3.5 Projizierte Stoffausträge bei sich wandelnden Klimabedingungen

#### 3.5.1 Prognose des Stickstoffaustrags aus den Kleinsteinzugsgebieten Acker, Grünland, Wald

Die projizierte Entwicklung der jährlichen Nitratfracht für die Kleinsteinzugsgebiete der Landnutzungen Acker, Grünland und Wald basiert auf den 10 WETTREG 2010 – Läufen des Emissionsszenarios A1B. Damit lässt sich aus Abbildung 11 die klimabedingte Variabilität der Austräge abschätzen.

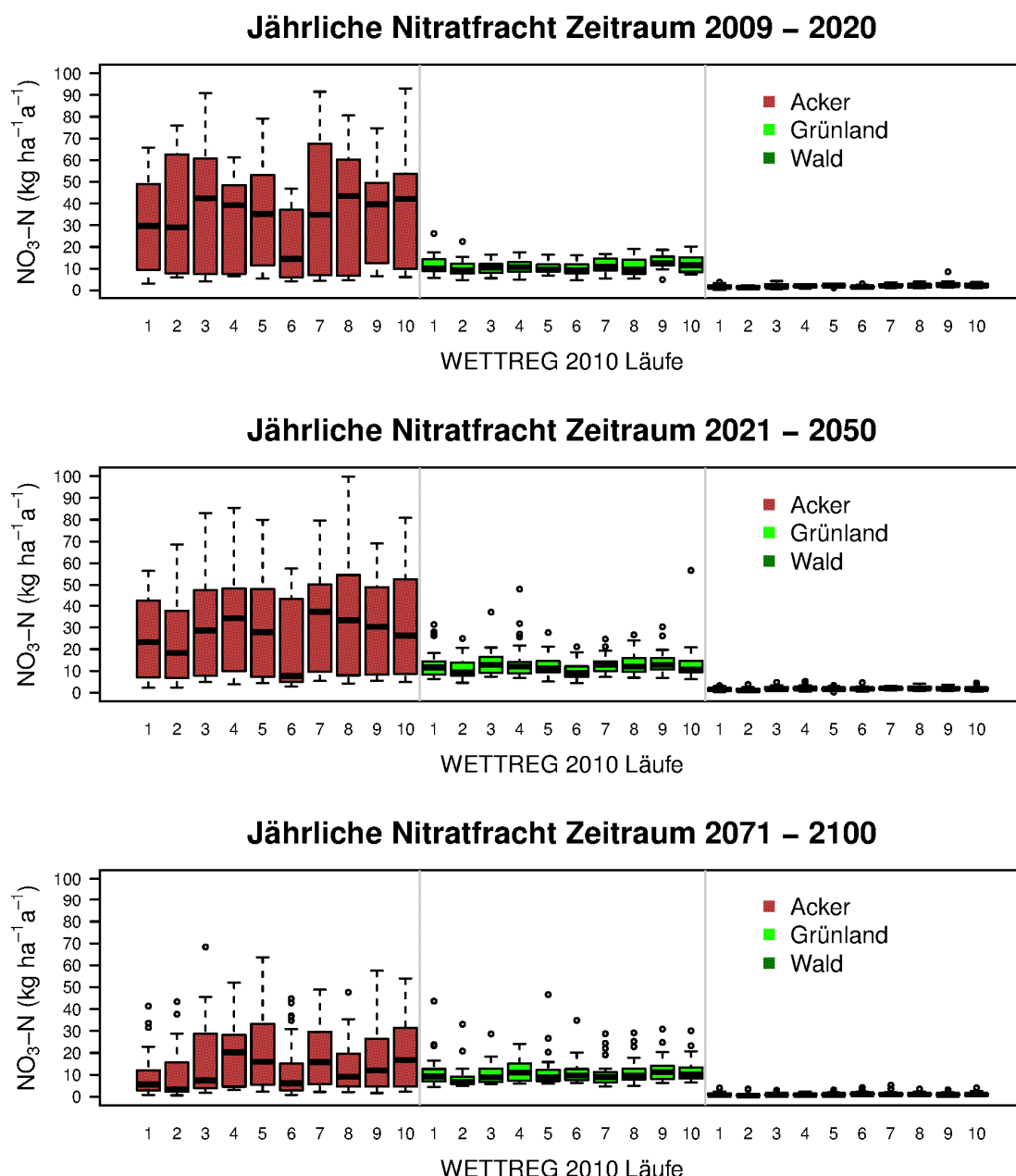


Abbildung 11 Boxplots der mittleren jährlichen Nitratausträge aus den Landnutzungsformen Acker, Grünland und Wald für die drei REGKLAM-Zeitscheiben. Die jeweils 10 Läufe des Modells WETTREG 2010 verdeutlichen die klimabedingte Variabilität der Austräge.

Die klimabedingte Variabilität ist bei der Landnutzung Acker besonders hoch. In allen betrachteten Zeitscheiben können große Unterschiede in den  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrägen der einzelnen WETTREG-2010-Läufe festgestellt werden. Demgegenüber ist die Variabilität der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge in den beiden Landnutzungen Grünland und Wald wesentlich geringer, wobei die geringste Variabilität für Wald projiziert wird.

Die für das 21. Jahrhundert projizierte Entwicklung der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austräge unter der Landnutzung Acker weist einen signifikant sinkenden Trend auf. Die Modelle prognostizieren für den Zeitraum 2009 – 2021 einen mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag von  $34,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Dieser soll im Zeitraum 2021 – 2050 im Mittel auf  $29,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  sinken und nimmt zum Ende des 21. Jahrhunderts (2071- 2100) nochmals deutlich ab auf im Mittel  $15,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Demgegenüber schwankt der mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austrag für die Landnutzung Grünland nur sehr marginal. Für den Zeitraum 2009 – 2020 wird ein mittlerer Austrag von  $11,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  projiziert, dieser steigt im Zeitraum 2021 – 2050 leicht an auf  $12,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und sinkt zum Ende des 21. Jahrhunderts (2071 – 2100) wieder auf  $11,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ab. Für die Landnutzung Wald wird durch die Modelle ein leicht fallender Trend projiziert. Der durchschnittliche  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag sinkt demnach von  $2,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Zeitraum 2009 – 2020 auf  $1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Zeitraum 2071 – 2100.

In den ackerbaulich genutzten Gebieten ist der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austrag sehr stark von der angebauten Fruchtart, der Sortenwahl und der damit verbundenen Bodenbearbeitungs- und Düngemaßnahmen abhängig. Die projizierten Veränderungen insbesondere für die Landnutzung Acker beinhalten ein hohes Maß an Unsicherheit, da für die Modellierung keine Informationen zu möglichen Veränderungen der Fruchtfolge bzw. der Düngemaßnahmen für die Zukunft vorlagen. Die projizierten Veränderungen basieren damit auf der Annahme von Fruchtfolgen und einem Düngemanagement zum derzeitigen Zeitpunkt. Durch technische Innovationen, wie z.B. Injektionsdüngung, ist es in den vergangenen Jahren gelungen, den Einsatz von Düngemitteln zu damit auch die Auswaschung von Stickstoff zu verringern. Ähnliche Effekte können durch die Auswahl neuer, angepasster Sorten erzielt werden. Diese, oft kurzfristige, Anpassungsfähigkeit macht es schwierig, robuste Aussagen zur zukünftigen Entwicklung der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge zu treffen.

### 3.5.2 Prognose des Stickstoffaustrags aus dem Untersuchungsgebiet

Für die trophischen Umsetzungen in der Talsperre Lehmühle sind die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge aus dem gesamten Untersuchungsgebiet von großer Bedeutung. Die Höhe des Austrages ist von den Austrägen der einzelnen Landnutzungen innerhalb des Untersuchungsgebietes abhängig (vgl. Abschnitt 3.2.1). Die von den Modellen projizierte Entwicklung der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge in der Zukunft weist eine große Schwankungsbreite auf (Abbildung 12). Dabei existiert sowohl eine Abhängigkeit der Austräge vom Klima (klimabedingte Bandbreite) und vom Emissionsszenario (emissionsbedingte Bandbreite) als auch vom verwendeten Regionalmodell (modellbedingte Bandbreite).

Die klimabedingte Bandbreite der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge kann dem oberen Plot in Abbildung 12 entnommen werden. Sie schwankt während des Zeitraums 2009 – 2100 im Mittel zwischen  $10$  und  $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Um das Jahr 2050 herum ist zu erkennen, dass sich die Variabilität der Austräge etwas verringert, bis zum Jahr 2100 aber wieder auf  $\pm 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  erhöht. Dies entspricht einer ähnlichen Variabilität, wie sie für die zurückliegenden Jahrzehnte von PÜTZ ET AL. (2002) für das Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle berichtet wurde.

Die emissionsbedingte Bandbreite der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge kann aus dem oberen und mittleren Plot in Abbildung 12 abgeleitet werden. Diese zeigen die projizierte Entwicklung der Austräge unter Verwendung des gleichen Klimamodells, allerdings eines unterschiedlichen Emissionsszenarios (A1B und B1). Die mit dem Emissionsszenario B1 projizierten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge bis zum Jahr 2100 sind im Mittel etwas niedriger ( $11,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), verglichen mit den vom Emissionsszenario A1B projizierten mittleren Austrägen ( $13,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Die Variabilität der Austräge unterscheidet sich zwischen beiden Emissionsszenarios nicht.

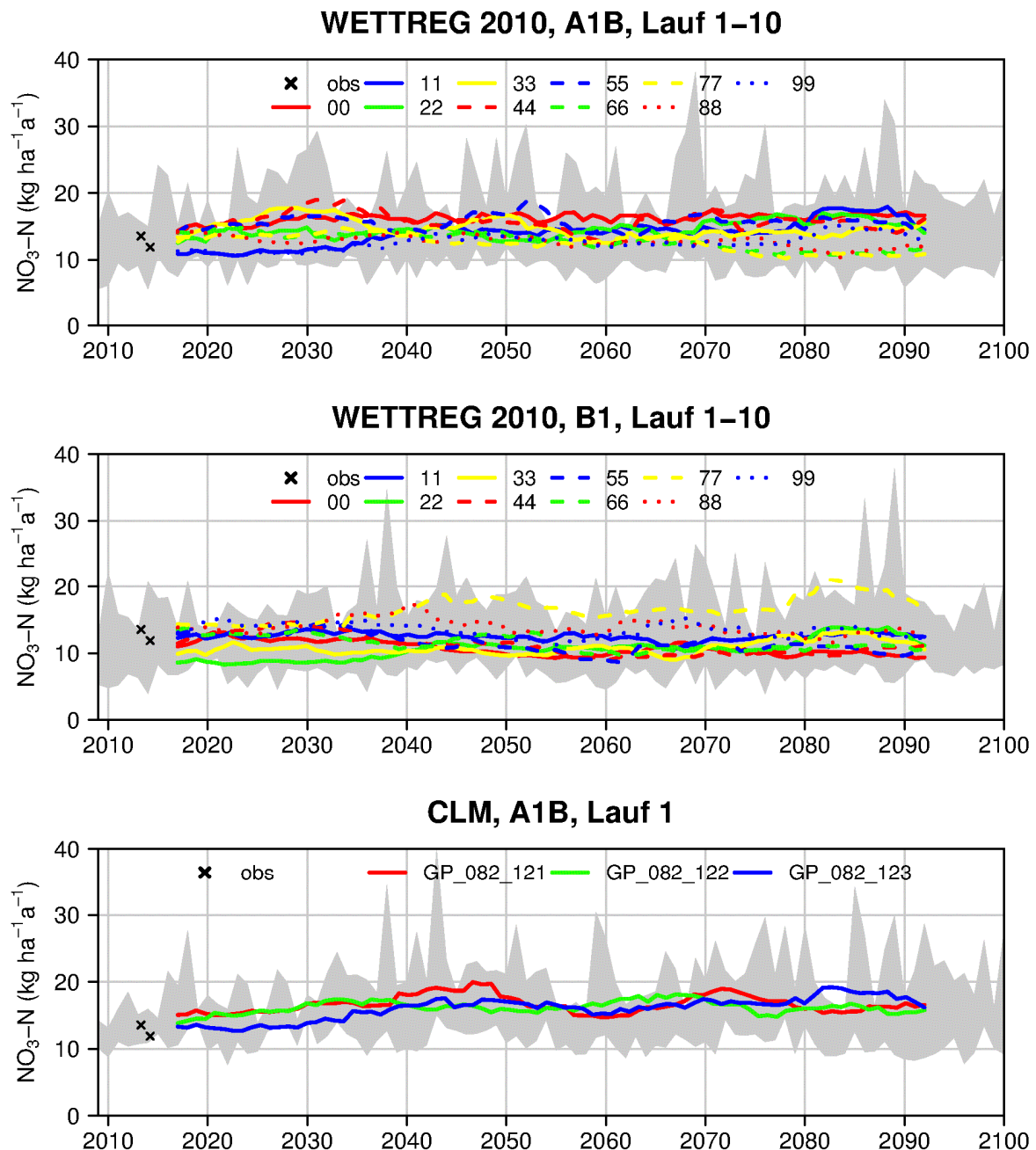


Abbildung 12 Entwicklung der jährlichen Austräge an Nitrat-Stickstoff ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) (11-jährig gleitendes Mittel) für die regionalen Klimamodelle WETTREG 2010 und CLM sowie für die Emissionsszenarios A1B und B1.

Die Verwendung beider Regionalmodelle (WETTREG 2010, CLM) mit dem gleichen Emissionsszenario für die Abschätzung zukünftiger  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austräge ermöglicht eine Einschät-

zung der modellbedingten Bandbreite der Austräge (Abbildung 12, oberer und unterer Plot). Das gewählte Regionalmodell hat vor allem im Zeitraum 2009 – 2020 einen Einfluss auf die Variabilität der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austräge. Diese ist bei den Projektionen mit WETTREG 2010 höher, als bei den mit CLM. Im Zeitraum 2071 – 2100 ist die Variabilität beider Modelle vergleichbar. Die mittleren projizierten Austräge sind bei Nutzung der CLM-Daten generell höher. Die Abweichung von den mittleren projizierten Austrägen mit Nutzung der WETTREG-Daten beträgt im Zeitraum 2009 – 2020 6 %, im Zeitraum 2021 – 2050 13 % und im Zeitraum 2071 – 2100 18 %. Diese wesentlich höheren Austräge erklären sich aus den bei CLM projizierten, gegenüber WETTREG 2010 wesentlich höheren Niederschlägen, da der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austrag eng mit dem Niederschlagsinput und daraus resultierendem Abfluss verknüpft ist.

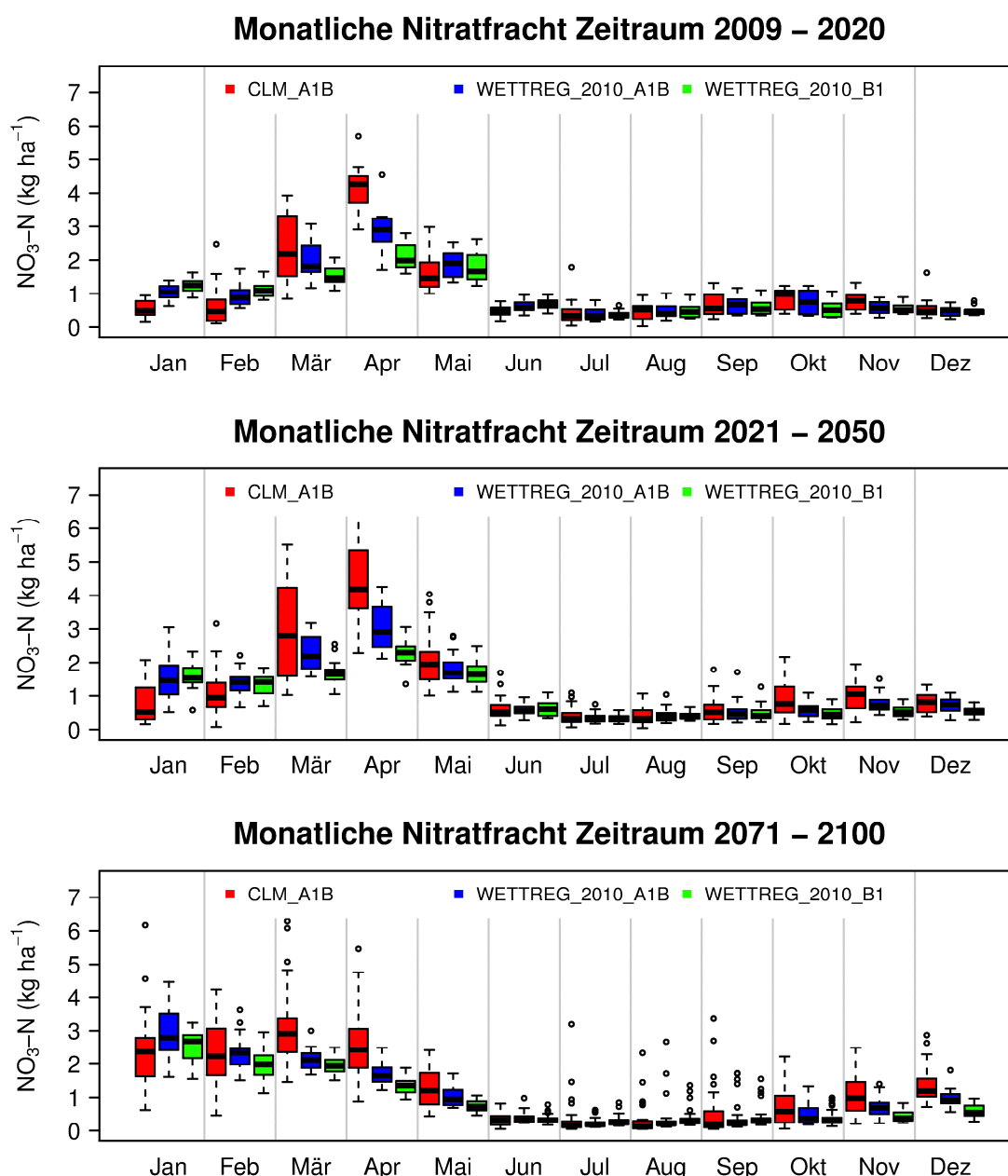


Abbildung 13 Boxplots der mittleren monatlichen Nitrat-Fracht aus dem gesamten Untersuchungsgebiet für die REGKLAM-Zeitscheiben. Gemittelt wurden für das Regionalmodell CLM die Gitterpunkte 082\_121 bis 082\_123 des ersten Laufes mit dem Emissionsszenario A1B. Für das Regionalmodell WETTREG 2010 jeweils die 10 Läufe für das Emissionsszenario A1B und B1.

Im Gegensatz zu den  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrägen auf Jahresbasis, bei denen insgesamt keine deutlichen Veränderungen prognostiziert werden, zeigen die projizierten monatlichen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge Veränderungen in der jahreszeitlichen Dynamik für die Zukunft.

Der projizierte Verlauf der mittleren, monatlichen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge für den Zeitraum 2009 – 2020 (Abbildung 13, oben) zeigt, dass mit den höchsten  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austrägen in den Frühjahrsmonaten März – Mai zu rechnen ist. Dies lässt keine Änderung des jahreszeitlichen Verlaufes gegenüber den vorangehenden Jahrzehnten feststellen. Die höchsten Austräge sind in Folge der Schneeschmelze zu erwarten. Die Höhe der mittleren projizierten Austräge variiert hierbei hauptsächlich in Abhängigkeit vom betrachteten Emissionsszenario (höhere Austräge für A1B gegenüber B1), in den Frühjahrsmonaten März bis Mai auch in Abhängigkeit des verwendeten Modells. Allerdings sind die Unterschiede der Austräge zwischen den Emissionsszenarien und auch zwischen den Modellen nicht signifikant.

Bereits im Zeitraum 2021 – 2050 projizieren die Modelle Veränderungen in der monatlichen Dynamik des  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrages, hauptsächlich während der Vegetationsruhe (November – April). Die durchschnittlichen monatlichen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten steigen insbesondere zwischen Januar und April an. Während der Vegetationsperiode projizieren die Modelle leicht abnehmende monatliche Austräge. Hierbei bestehen insbesondere während der Vegetationsruhe deutliche Unterschiede zwischen den projizierten Austrägen des Emissionsszenarios A1B und B1 (berechnet für das Modell WETTREG 2010). Die Unterschiede in den mittleren monatlichen Austrägen der Emissionsszenarien A1B und B1 sind dabei statistisch signifikant. Die projizierten Austräge der beiden Regionalmodelle und Emissionsszenarien für diese Zeitscheibe sind jedoch im Vergleich mit der vorhergehenden Zeitscheibe nicht signifikant verschieden.

Für den dritten Zeitraum 2071 – 2100 werden durch die Modelle deutliche Veränderungen der monatlichen Dynamik der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Austräge projiziert. Demnach steigen die Austräge in den Monaten Januar bis März und November und Dezember deutlich an, in den Monaten April und Mai sinken sie im Vergleich mit den beiden vorangehenden Zeiträumen. Die Unterschiede in den projizierten Austrägen gegenüber den vorangehenden Zeiträumen sind statistisch signifikant. Die zu beobachtenden Unterschiede zwischen den beiden Emissionsszenarien A1B und B1 und zwischen den beiden Regionalmodellen sind statistisch nicht signifikant. Die projizierten höheren Austräge während der Wintermonate sind erklärbar durch den projizierten Temperaturanstieg in den Wintermonaten und die damit sinkende Anzahl der Tage mit einer geschlossenen Schneedecke (BERNHOFER ET AL. 2011). Dies führt zu einem Anstieg der mikrobiellen Aktivität (u.a. Nitrifikation). Dadurch dass der Niederschlag vermehrt in Form von Regen fällt und nicht als Schnee im Boden mehr Wasser verfügbar, mit dem  $\text{NO}_3\text{-N}$  ausgetragen werden kann. Die projizierten höheren Niederschlagsmengen im Winter bewirken dabei ebenfalls einen Anstieg der Austräge.

### 3.6 Phosphor

Eine Projektion zukünftiger Phosphor-Austräge für die einzelnen Landnutzungen, aber auch das gesamte Untersuchungsgebiet, war mit dem Modell SWAT nicht möglich. Dies lag zum einen daran, dass die Oberflächenabflussbildung im Modell nur sehr vereinfacht erfolgt. Da der P-Transport größtenteils partikelgebunden erfolgt (vgl. 3.1.2) ist diese vereinfachte Abbildung des Oberflächenabflusses zur Modellierung des P-Austrages nicht geeignet. Zum anderen ist die zeitliche Auflösung bei der Modellierung des P-Austrages von großer Bedeutung. Die Modellierungen mit SWAT erfolgten auf Tagesschrittweite, für den P-Austrag wäre eine wesentlich detailliertere zeitliche Auflösung nötig gewesen. Auch die im REGKLAM-Projekt verfügbaren Niederschlagsdaten, sowohl für die vergangenen

Zeiträume als auch für die Klimaprojektionsdaten sind für die Modellierung ungeeignet. Die zeitliche Auflösung in Form von Tagesdaten ist dabei zu grob. Auch die räumliche Auflösung der Daten ist für eine solche Modellierung unzureichend. Gerade im stärker gegliederten Gelände des Mittelgebirges variiert die Verteilung und die Höhe der Niederschläge sehr stark und ist von der kleinräumigen Topographie abhängig. Die im Rahmen des Projektes zur Verfügung stehenden Niederschlagsdaten für das Untersuchungsgebiet umfassten nur den Datensatz für die Station Zinnwald-Georgenfeld. Diese Punktdaten reichen nicht aus, um den P-Austrag für das Untersuchungsgebiet zu modellieren, selbst wenn die Prozesse vom Modell in ausreichender Art und Weise abgebildet wären.

Zur Kalibrierung der modellierten P-Austräge wären hochaufgelöste Zeitreihen der P-Austräge erforderlich gewesen. Der P-Austrag erfolgt, wie bereits beschrieben, sehr stark ereignisbezogen. Auch die durch das Monitoringprogramm zur Verfügung stehenden wöchentlichen P-Austräge sind für die Kalibrierung des P-Austrages im Modell ungeeignet, da diese keine ereignisbezogenen Austräge abbilden.

Eine weitere Unsicherheit bei der Modellierung von P-Austrägen sind die in den Böden gespeicherten P-Vorräte. Nach Dorroch (2010A) sind die Böden im Untersuchungsgebiet sehr P-reich, weshalb auch auf den landwirtschaftlich genutzten Böden keine P-Düngung durchgeführt wird. Allerdings variieren die P-Vorräte räumlich sehr stark. Flächendeckende Informationen zu den P-Vorräten und der räumlichen Heterogenität sind nicht verfügbar.

### 3.7 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Die Dynamik des Austrags von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) aus terrestrischen Ökosystemen ist sowohl stark von der Landnutzung als auch den Abflüssen innerhalb des Einzugsgebietes abhängig. Die Prozesse die zum Austrag von DOC führen sind bisher nicht hinreichend erforscht. Innerhalb des SWAT-Modells gibt es daher kein Modul zur Modellierung von DOC-Austrägen. Weltweit wurde in den letzten zwei Jahrzehnten ein allmählicher deutlicher Anstieg der DOC-Konzentrationen in Gewässerökosystemen beobachtet (ROULET UND MOORE 2006). Über die Ursachen dieses Trends wird spekuliert. So existieren verschiedenen Hypothesen, wonach gestiegene Abbauraten organischen Materials oder auch die Stimulation der pflanzlichen Primärproduktion durch einen erhöhten CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre die höheren DOC-Konzentrationen verursachen. Auch die gesunkene Sulfatdeposition wird als mögliche Ursache für die steigenden DOC-Konzentrationen diskutiert. (ROULET UND MOORE 2006) Wie lange die Konzentrationen noch steigen und wie sie sich in der Zukunft verändern, lässt sich momentan nicht abschätzen.

Die durch die Klimaprojektionen prognostizierten Klimaveränderungen, ganzjährig ansteigende Temperaturen und häufigere Starkniederschläge im Sommerhalbjahr, werden Veränderungen in den DOC-Austrägen zur Folge haben. Die ereignisbezogenen Monitoring-Kampagnen haben gezeigt, dass die DOC-Konzentration während höherer Abflüsse infolge von stärkeren Niederschlagsereignissen stark ansteigt. Es wurden Konzentrationen von bis zu 15 mg l<sup>-1</sup> gemessen. Durch die gleichzeitig hohen Abflüsse werden größere Mengen an DOC aus dem Einzugsgebiet ausgetragen. Diese Dynamik des DOC-Austrages während Spitzenabflüssen wird durch Untersuchungen von JUNG ET AL. (2012) bestätigt. Die projizierten Temperaturanstiege führen zu selteneren Perioden mit Bodenfrost und wahrscheinlich einer Häufung kurz aufeinanderfolgender Gefrier- und Auftauperioden. In experimentellen Studien wurde von HENTSCHEL ET AL. (2008) gezeigt, dass bei wiederholtem Gefrieren und Auftauen des Bodens mehr DOC ausgetragen wurde, wenn gleich dieser Effekt in Relation zu den jährlichen Flüssen relativ gering war.

## 4. Zusammenfassung

Der Stoffaustrag aus den Landnutzungen Acker, Grünland und Wald unterscheidet sich sowohl in der Zusammensetzung als auch in der Dynamik und Höhe in Abhängigkeit von den jeweiligen Landnutzungen. Die Ergebnisse der Monitoringkampagnen zeigen, dass die höchsten Austräge der Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) aus landwirtschaftlich bewirtschafteten Gebieten ausgetragen werden. Der Austrag von N und P aus Wäldern ist im Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle sehr gering. Demgegenüber zeigte sich, dass aus Grünland und Wald höhere Austräge gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) zu beobachten waren. Die DOC-Austräge aus der Ackerfläche waren im Vergleich mit den anderen beiden Gebieten deutlich geringer. Einen wesentlichen Einfluss auf den Stoffaustrag haben Starkniederschlagsereignisse, die zu höheren Abflüssen aus den Einzugsgebieten führen. Mit den ereignisbezogenen Monitoringkampagnen wurden die Austräge während solcher Abflussspitzen quantifiziert. Während einzelner Abflussereignisse von wenigen Tagen Dauer konnten bereits bis zu 17% der jährlichen Stofffracht ausgetragen werden.

Die Ergebnisse der Modellierungen des N-Austrages unter sich verändernden klimatischen Rahmenbedingungen zeigen, dass die projizierten Änderungen (Temperaturerhöhung, Verschiebung der Niederschläge) vor allem Einfluss auf die jahreszeitliche Dynamik der N-Austräge hat. Dabei werden von den Modellen höhere N-Austräge in den Wintermonaten und leicht sinkende N-Austräge in den Sommermonaten prognostiziert. Die Summe der N-Austräge pro Kalenderjahr variiert nur leicht und lässt keinen Trend erkennen. Die Bandbreite der Austräge ist sehr stark von den genutzten Klimaprojektionen abhängig. Die Unsicherheit der projizierten N-Austräge ist als hoch einzuschätzen, da der N-Austrag sehr stark an den Abfluss und damit an den Niederschlag gekoppelt ist. Durch die kleinräumig sehr variable Geländemorphologie und -topographie sind die Klimadaten der Klimastation Zinnwald-Georgenfeld nur bedingt für das gesamte Einzugsgebiet repräsentativ. Zusätzlich sind die projizierten Niederschläge der Klimamodelle bereits mit einer sehr großen Unsicherheit behaftet. Da diese als Eingangsdaten für die Modellierung der N-Austräge notwendig sind und genutzt wurden, überträgt sich diese Unsicherheit auch auf die projizierten N-Austräge.

## Literatur

- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage. 438 S. Hannover.
- Arnold, J. G.; Srinivasan, R.; Muttiah, R. S.; Williams, J. R. (1998): Large area hydrologic modeling and assessment Part I: Model Development. Journal of the American Water Resources Association 34, 73-89.
- Arnold, J.G.; Fohrer, N. (2005): SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. Hydrological Processes 19, 563-572.
- Behrendt, H.; Bach, M.; Kunkel, R.; Opitz, D.; Pagenkopf, W.-G.; Scholz, G.; Wendland, F. (2003): Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. Forschungsbericht 299 22 285. UBA-Texte 82-03. Umweltbundesamt. Berlin.
- Benning, R., Schua, K., Schwärzel, K., Feger, K.H. (2012): Fluxes of Nitrogen, Phosphorus, and Dissolved Organic Carbon in the inflow of the Lehmühle reservoir (Saxony) as compared to streams draining three main land-use types in the catchment. Advances in Geosciences (in print).
- Bernhofer, C., Matschullat, J., Bobeth, A. (Hrsg.) (2011): Klimaprojektionen für die REGKLAM-Modellregion Dresden. Publikationsreihe des BMBF-geförderten Projektes REGKLAM – Regionales Klimaanpassungsprogramm für die Modellregion Dresden. Heft 2. Rhombos-Verlag. Berlin.
- Borken, W., Ahrens, B., Schulz, C., Zimmermann, L. (2011): Site-to-site variability and temporal trends of DOC concentrations and fluxes in temperate forest soils. Global Change Biology 17, 2428-2443.
- Brehm, J., Meijering, M. P. (1982): Fließgewässerkunde. 1. Auflage. Quelle & Meyer. Heidelberg.
- Breuer, L., Eckhardt, K., Frede, H.-G. (2003): Plant parameter values for models in temperate climates. Ecological Modelling 169, 237-293.
- Chow, L., Xing, Z., Benoy, G., Rees, H. W., Meng, F., Jiang, Y., Daigle, J. L. (2011): Hydrology and water quality across gradients of agricultural intensity in the Little River watershed area, New Brunswick, Canada. Journal of Soil and Water Conservation 66, 71-84.
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.) (2004): DIN EN ISO 6878. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat.
- Dorroch, H. (2010A): Persönliche Kommunikation.
- Dorroch, H. (2010B): Persönliche Kommunikation, Daten zu Fruchtfolgen auf den Flächen der Landwirtschaftsgesellschaft Lehmühle wurden als Microsoft Excel - Dateien übergeben.
- Döhler, H. (2009): Faustzahlen für die Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. Darmstadt.
- Heidenreich, M., Franke, J., Bernhofer, C., Riedel, K. (2012): Nutzervorgaben für die Verwendung von Klimaprojektionsdaten in REGKLAM. Aktualisierung Juli 2012. Projektinternes PDF-Dokument.

Hentschel, K., Borken, W., Matzner, E. (2008): Repeated freeze-thaw events affect leaching losses of nitrogen and dissolved organic matter in a forest soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 699-706.

Hörmann, G., Scherzer, J., Suckow, F., Müller, J., Wegehenkel, M., Lukes, M., Hammel, K., Knieß, A., Meesenburg, H. (2003): Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden zur Bestimmung der Wasserhaushaltkomponenten auf Level II-Flächen. Hg. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Referat 533. Bonn.

Landeshauptstadt Dresden (2008): [www.dresden.de/de/08/03/055/c\\_035.php](http://www.dresden.de/de/08/03/055/c_035.php), zuletzt geprüft am 14.01.2011 um 14:30 Uhr.

Lünich, K., Steinl, C. (2011): KLiWES – Kernkomponente. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen. Heft 44/2011. 66 S.

Matzner, E.; Borken, K. (2008): Do freeze-thaw events enhance C and N losses from soils of different ecosystems? A review. *European Journal of Soil Science* 59, 274-284.

McClain, ME.; Boyer, EW.; Dent, CL.; Gergel, SE.; Grimm, NB.; Groffman, PM.; Hart, SC.; Harvey, JW.; Johnston, CA.; Mayorga, E.; McDowell, WH. und Pinay, G. (2003): Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems* 6, 301-312.

Mulholland, PJ.; Best, GR.; Coutant, CC.; Hornberger, GM.; Meyer, JL.; Robinson, PJ.; Stenberg, JR.; Turner, RE.; Vera-Herrera, F. und Wetzel, RG. (1997): Effects of climate change on freshwater ecosystems of the south-eastern United States and the Gulf coast of Mexico. *Hydrological Processes* 8, 949–970.

Müller, U., Waldeck, A. (2011): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS®). Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. *GeoBerichte* 19. 415 S.

Nash, J. E., Sutcliffe, J. V. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282-290.

Prasser, M. (2011): Modellierung hydrologischer Prozesse im Experimentaleinzugsgebiet Acker mit WaSIM-ETH. Hydrologisch-Meteorologische Projektarbeit. Technische Universität Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie. 72 S.

Pütz, K.; Reichelt, P.; Sudbrach, R.; Friemel, M. (2002): Nitratbericht Sächsischer Trinkwassertalsperren. Bericht der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen zur Belastung der sächsischen Talsperren mit Nitrat bis zum Jahres 2002. Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen Fachbereich Überwachung. Pirna.

Roulet, N., Moore, T. R. (2006): Browning the waters. *Nature* 444, 283-284.

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2010A): Hydrologisches Handbuch. Materialien zur Wasserwirtschaft. Dresden.

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2010B): CIR-Landnutzungsdaten (Befliegung 2005) für das Einzugsgebiet der Talsperre Lehmühle.

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2011): Bodenkarte im Maßstab 1:50.000 (BK50), Kartenblätter Freiberg (L5146), Pirna (L5148), Olbernhau (L5346), Altenberg (L5348).

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2012): Geprüfte Tagesmittelwerte des Abflusses für die Pegel Ammeldorf und Rehefeld bis 31.12.2012.

Scheffer, F; Schachtschabel, P. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg.

Schwärzel, K., Menzer, A., Clausnitzer, F., Spank, U., Häntzschel, J., Grünwald, T., Köstner, B., Bernhofer, C., Feger, K.H. (2009): Soil water content measurements deliver reliable estimates of water fluxes: A comparative study in a beech and a spruce stand in the Tharandt forest (Saxony, Germany). *Agricultural and Forest Meteorology* 149, 1994-2006.

Staatsbetrieb Sachsenforst (2009): Forsteinrichtungsdaten Forstbezirk Bärenfels, Revier Rehefeld, Abteilungen 270-272 und 279-280 zum Stichtag 01.01.1999.

Sudbrack, R. (2010): Mündliche Mitteilung zum Wasserwirtschaftsplan Talsperrensystem Klingenberg / Lehmühle / Rauschenbach

Thurman, E.M. (1985): *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Kluwer, Academic Publisher Group, Dodrecht. 497 S.

Trinkwasserverordnung (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.

Ueberfuhr, F., Glaser, F. (2010): Beschreibung der Kartiereinheiten zur Neufassung der BTLNK. Hg. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Dresden.

Walter, A. (2004): Kartierung der Landnutzung und des Gewässernetzes im tschechischen Teil des Einzugsgebietes der Wilden Weißeritz innerhalb des EMTAL-Projektes. Unveröffentlichte Diplomkartierung. Technische Universität Bergakademie Freiberg.

Webb, B.W., Phillips, J.M., Walling, D.E., Littlewood, I.G., Watts, C.D., Leeks, G.J.L. (1997): Load estimation methodologies for British rivers and their relevance to the LOIS RACS(R) programme. *The Science of the Total Environment* 194/95, 379-389.

Wetzel, R. (2001): *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Academic Press. London.

Wohlrab, B., Ernstberger, H., Meuser, A., and Sokollek, V. (1992): *Landschaftswasserhaushalt: Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum; Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik*. Paul Parey, Hamburg, 352 S.