

Parametrisierung und Anwendung eines GIS-gestützten Abflussdispositionsmodells zur Abschätzung von Runoff- Risiken auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften
an der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften
im Fachbereich Erdsystemwissenschaften
der Universität Hamburg

vorgelegt von

Sandra Anjuli Wendland

Aus Hamburg

Hamburg, 2022

Fachbereich Erdsystemwissenschaften

Datum der Disputation:

18.11.2022

Gutachter/innen der Dissertation:

Prof. Dr. Jürgen Böhner

Prof. Dr. Udo Schickhoff

Zusammensetzung der Prüfungskommission:

Prof. Dr. Jürgen Böhner

Prof. Dr. Udo Schickhoff

Prof. Dr. Gerhard Schmiedl

Prof. Dr. Uwe Schneider

Dr. Olaf Conrad

Vorsitzender des Fach-Promotionsausschusses

Erdsystemwissenschaften:

Prof. Dr. Hermann Held

Dekan der Fakultät MIN:

Prof. Dr. Heinrich Graener

Danksagung

Ich danke meinem Betreuer Prof. Dr. Jürgen Böhner für die energische Akquise dieses sehr spannenden und hochaktuellen Forschungsprojektes und die Möglichkeit über einen so langen Zeitraum an der Projektarbeit beteiligt sein zu können.

Mein großer Dank gilt hier zunächst der Bayer CropScience AG, BASF/Xarvio sowie dem NLWKN für die langjährige sehr zuverlässige Finanzierung, aber auch für ihre Bereitschaft das Thema nachhaltige und digitale Landwirtschaft zu fördern und als wichtiges Statement zu transportieren. Ein ganz besonderer Dank gilt dabei Dr. David Lembrich (Bayer CropScience), durch dessen sehr persönliches Engagement mit Herzblut das Projekt *Gewässerschutzberater* nicht nur über so viele Jahre hinweg finanziell "über Wasser" gehalten wurde, sondern auch einen bleibenden sehr positiven Eindruck nicht nur bei Kooperationspartnern und Kunden/Landwirten hinterließ sondern auch bereits positiven Einfluss geltend machte auf Entscheider Ebene wie Fachbehörden.

Ebenso ein großer Dank an Theo Telgen (Landwirtschaftskammer NRW) der mit seinem jahrelangen zuverlässigen Einsatz im Gelände bei der Wartung der hydrologischen Messgeräte, dem Einsammeln aller Wasserproben und Wechsel der Batterien im 2-wöchigen Rhythmus, und nicht zuletzt dem zuverlässigen Auslesen und mir zusenden der gemessenen Daten, einen wichtigen Beitrag geleistet hat. Und das bei Wind und Wetter. Vielen Dank dafür! An dieser Stelle sei auch allen kooperierenden Landwirten gedankt, die uns über lange Zeit auf ihren Ackerflächen mit unseren Messgeräten ertragen und teilweise über das erwartete Maß hinaus durch eigene Probenahmen zB bei Starkniederschlägen unterstützt haben, sowie auch das ein oder andere Mal mit ihrem Trecker unseren nicht geländegängigen VW-Bus aus dem Schlamm zogen.

In dem Zusammenhang erinnere ich mich an schöne, wenn auch zumeist sehr anstrengende Geländefahrten mit meinen Kollegen Michael Bock und Benno Hankers, ohne euch war es im Gelände manchmal ganz schön trist ;) Michael danke ich darüber hinaus für seine fachliche Unterstützung, sowohl mit Kopf und Daten, sein immer offenes Ohr und die Bereitschaft zu unterstützen wo und wann immer er kann. Dies gilt natürlich auch für weitere Kollegen der Arbeitsgruppe, vor allem auch für Jannek Squar, der es tatsächlich geschafft hat mir die Arbeit ohne GUI schmackhaft zu machen!

Ich danke sehr Dr. Olaf Conrad für seine, vor allem in den letzten Monaten unerschöpfliche und schier unermüdliche Bereitschaft mich bei der Modellierung und der Umsetzung meiner Vorstellungen und Wünsche zu unterstützen! Ohne dich wäre die Arbeit heute nicht auf Papier, zumindest nicht mit so vielen schönen Ergebnissen..

Dem GeoInformationsdienst und dem Ingenieurbüro Feldwisch, hier insbesondere Norbert Feldwisch und Salome Rüschenhof, danke ich für die sehr gute und fruchtbare Zusammenarbeit, die vor allem nicht nur theoretischer Natur blieb, sondern bereits innerhalb kurzer intensiver Arbeitszeit zu praktischem Fortschritt und Ergebnissen im Bereich der Mitigationsmaßnahmen geführt hat. Das hat richtig Spaß gemacht! Dem GID sei in erster Linie gedankt für das "sichtbar" machen unserer Arbeit über das Web-Portal sowie die Anwendung und Übertragung unserer Forschungsergebnisse auf ganz Deutschland, die Niederlande und Belgien.

An Komplexität abgerundet wurde das Projekt *Digital Farming* zu guter Letzt durch aktuelle Politische Entscheidungen, die das gesamte Projekt zwischenzeitlich nahezu unmöglich machten und einen kompletten Neuaufbau erforderten. Die jetzige Politische Lage zeigt hingegen noch einmal deutlich wie wichtig und wesentlich unsere Arbeit im Bereich der nachhaltigen Landwirtschaft mehr denn je ist; daher nochmals von ganzem Herzen mein Dank an meinen visionären Professor Dr. Jürgen Böhner.

Inhalt

Inhalt.....	VI
Abbildungsverzeichnis	VIII
Tabellenverzeichnis	XII
Abkürzungsverzeichnis	XIII
Zusammenfassung / Summary	XV
1 Einführung.....	1
2 Grundlagen, Methoden und Modelle	4
2.1 Faktoren der Runoff-Disposition	4
2.1.1 Natürliche Faktoren.....	4
2.1.2 Anthropogene Faktoren	6
2.2 Methoden und Modelle zur Erfassung von Runoff-Risiken	9
2.2.1 Räumlich konzentrierte vs. räumlich verteilte Modelle	9
2.2.2 Ereignisbezogene vs. kontinuierliche Modelle	11
2.2.3 Deterministische vs. stochastische Modelle.....	12
2.2.4 Empirische vs. Physikalisch basierte Modelle.....	13
3 Modellstruktur, Daten und Methoden	16
3.1 Anforderungen, Modellkomponenten und Geobasisdaten	16
3.1.1 Konzeptioneller Rahmen und Modellanforderungen.....	16
3.1.2 Modellstruktur und Modellkomponenten	18
3.1.3 Datenbasis	23
3.2 Szenariendefinition und Modellierung	24
3.2.1 Hydrometeorologische Szenarien	25
3.2.2 Anbau- und Bewirtschaftungsszenarien	29
3.3 Runoff-Minderungsmaßnahmen	32
3.3.1 Bodenschonende Bearbeitung / Direktsaat	33
3.3.2 Querdämme im Kartoffelanbau	35
4 Ergebnisse und Diskussion	38
4.1 Testgebiet und Geobasisdaten	38
4.1.1 Testgebiet Gehle.....	38
4.1.2 Testgebiet Nauen	40
4.2 Kontinuierlicher Modelllauf.....	41
4.2.1 Zeitliche Variabilität.....	42
4.2.2 Räumliche Variabilität	44
4.3 Anbau und Bewirtschaftungsszenarien	48
4.3.1 Antriebsdaten	48
4.3.2 Anbauszenarien	52

4.3.3	Fruchtfolgen.....	63
4.4	Runoff-Minderungsszenarien	68
4.4.1	Direktsaat / Bodenschonende Bearbeitung.....	69
4.4.2	Querdämme im Kartoffelanbau	73
4.5	Ergebnisevaluation und Reflektion	77
4.5.1	Datenbedingte Limitierungen	77
4.5.2	Methodenbedingte Limitierungen.....	78
5	Fazit und Ausblick.....	81
6	Literaturverzeichnis.....	83
	Anhang	95
	Anhang A	96
	Anhang B.....	122
	Anhang C.....	128

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Experimentelle Infiltrationskapazität nach Angaben aus USDA (1985) und berechnete Infiltrationskapazität nach [09] – Infiltrationskapazität ausgewählter Bodenarten-Untergruppen bei unterschiedlichen Hangneigungen.....	20
Abbildung 2: Größenfrequenzanalyse der Tagessummen des Niederschlags für Januar und Juli – Lineare Einfachregression und Robuste Regression.....	26
Abbildung 3: Verteilungsfunktion des Anteils stündlicher Niederschläge am Tagesniederschlag für Januar und Juli.....	27
Abbildung 4: Räumliche Verteilung der GFA Konstanten im Januar und Juli.....	28
Abbildung 5: Räumliche Verteilung der GFA Koeffizienten im Januar und Juli.....	28
Abbildung 6: Erweiterung der Bodenwasserkapazität bei Direktsaat – Links: Erweiterung des Bodenwasserspeichers bei Direktsaat für Bodenartenuntergruppen – Rechts: Erweiterung des Bodenwasserspeichers bei Direktsaat in Abhängigkeit statistischer Prädiktoren aus Bodentexturdaten.....	34
Abbildung 7: Kartoffelquerdämme – Links: Retentionseffekte von Kartoffelquerdämmen – Rechts: Kartoffelacker DGM mit Querdämmen von 15 cm Höhe und Abständen von 150 cm.....	36
Abbildung 8: Geometrisches Retentionsvolumen von Kartoffelquerdämmen – Links: Retentionswirkung von Kartoffelquerdämmen mit Abständen von 80 cm und Querdammhöhen von 5 bis 15 cm – Rechts: Retentionswirkung von Kartoffelquerdämmen mit Abständen von 150 cm und Querdammhöhen von 5 bis 15 cm.....	36
Abbildung 9: Testgebiet Gehle – (a) Lage, (b) Orographie, (c) Neigung, (d) Bodengrenzen und Infiltrationskapazität.....	39
Abbildung 10: Testgebiet Nauen – (a) Lage, (b) Orographie, (c) Neigung, (d) Bodengrenzen und Infiltrationskapazität.....	41
Abbildung 11: Ergebnisse des kontinuierlichen Modellaufs (2008 – 2018) – Gebietsmittel für die Testgebiete Gehle und Nauen.....	43
Abbildung 12: Jahresgang des mittleren täglichen Infiltrationsüberschusses unterschiedlicher Bodenartenuntergruppen in den Testgebieten Gehle und Nauen.....	44
Abbildung 13: Räumliche Verteilung des Oberflächenabfluss in den Testgebieten Gehle und Nauen – Abb. 13a: Oberflächenabfluss am 26.08.2010 – Abb. 13b: Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss – Abb. 13c: Mittlerer Oberflächenabfluss im Winterhalbjahr – Abb. 13d: Mittlerer Oberflächenabfluss im Sommerhalbjahr - Abb. 13e: Oberflächenabfluss am 29.06.2017 – Abb. 13f: Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss – Abb. 13g: Mittlerer Oberflächenabfluss im Winterhalbjahr – Abb. 13h: Mittlerer Oberflächenabfluss im Sommerhalbjahr.....	47
Abbildung 14: Gebietsminima und Maxima der Niederschlagstagesummen mit Wiederkehrfrequenzen (F) von 2, 10 und 20 Jahren in den Testgebieten Gehle und Nauen.....	49
Abbildung 15: Verteilung stündlicher Niederschlagssummen im Januar und Juli bei Tagesniederschlägen mit Wiederkehrfrequenzen (F) von 2, 10 und 20 Jahren in den Testgebieten Gehle und Nauen.....	49

Abbildung 16: Jahresgang des 50- und 90-Perzentils der relativen Bodenwassergehalte für unterschiedliche Bodenartenuntergruppen in den Testgebieten Gehle und Nauen.....	50
Abbildung 17a: Runoff-Disposition von Gras in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-90 im Testgebiet Gehle.....	51
Abbildung 17b: Runoff-Disposition von Gras in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-50 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Gehle	51
Abbildung 17c: Runoff-Disposition von Gras in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-90 im Testgebiet Nauen.....	51
Abbildung 17d: Runoff-Disposition von Gras in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-50 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Nauen.....	51
Abbildung 18a: Runoff-Disposition von Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Gehle	55
Abbildung 18b: Runoff-Disposition von Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Nauen.....	55
Abbildung 19a: Runoff-Disposition von Winterweizen in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Gehle	55
Abbildung 19b: Runoff-Disposition von Winterweizen in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Nauen	55
Abbildung 20a: Runoff-Disposition von Hafer in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Gehle.....	57
Abbildung 20b: Runoff-Disposition von Hafer in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Nauen	57
Abbildung 21a: Runoff-Disposition von Raps in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Gehle	57
Abbildung 21b: Runoff-Disposition von Raps in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Nauen	57
Abbildung 22a: Runoff-Disposition von Zuckerrübe in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Gehle	59
Abbildung 22b: Runoff-Disposition von Zuckerrübe in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Nauen.....	59
Abbildung 23a: Runoff-Disposition von Kartoffel in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Gehle	59
Abbildung 23b: Runoff-Disposition von Kartoffel in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Nauen	59
Abbildung 24: Räumliche Verteilung des Oberflächenabfluss im Testgebiet Gehle in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 im Monat Juni – Abb. 24a: Zuckerrübe – Abb. 24b: Hafer – Abb. 24c: Winterweizen – Abb.24d: Winterraps.....	62

Abbildung 25: Räumliche Verteilung des Oberflächenabflusses im Testgebiet Nauen in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 im Monat Juni – Abb. 25a: Zuckerrübe – Abb. 25b: Hafer.....	63
Abbildung 26a: Runoff-Disposition der Fruchtfolge Zuckerrübe-Winterweizen-Winterraps in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Gehle.....	65
Abbildung 26b: Runoff-Disposition der Fruchtfolge Zuckerrübe-Winterweizen-Winterraps in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Nauen.....	65
Abbildung 26c: Runoff-Disposition der Fruchtfolge Silomais-Winterweizen-Zuckerrübe in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Gehle.....	65
Abbildung 26d: Runoff-Disposition der Fruchtfolge Silomais-Winterweizen-Zuckerrübe in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 im Testgebiet Nauen.....	65
Abbildung 27a: Runoff-Disposition bei Mono-Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 bei Schwarzbrache und Grünbrache im Testgebiet Gehle.....	67
Abbildung 27b: Runoff-Disposition bei Mono-Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-02/SWS-50 bei Schwarzbrache und Grünbrache im Testgebiet Gehle.....	67
Abbildung 27c: Runoff-Disposition bei Mono-Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 bei Schwarzbrache und Grünbrache im Testgebiet Nauen.....	67
Abbildung 27d: Runoff-Disposition bei Mono-Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-02/SWS-50 bei Schwarzbrache und Grünbrache im Testgebiet Nauen.....	67
Abbildung 28a: Runoff-Disposition von Mais in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei konventionellem Anbau und Direktsaat.....	71
Abbildung 28b: Runoff-Disposition von Mais in der Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bei konventionellem Anbau und Direktsaat.....	71
Abbildung 29a: Runoff-Disposition von Winterweizen in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei konventionellem Anbau und Direktsaat.....	71
Abbildung 29b: Runoff-Disposition von Winterweizen in der Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bei konventionellem Anbau und Direktsaat.....	71
Abbildung 30a: Runoff-Disposition von Winterraps in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei konventionellem Anbau und Direktsaat.....	72
Abbildung 30b: Runoff-Disposition von Winterraps in der Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bei konventionellem Anbau und Direktsaat.....	72
Abbildung 31: Räumliche Verteilung des Oberflächenabflusses im Testgebiet Gehle im Monat Juni bei Maisanbau in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 – Abb. 31a: Oberflächenabfluss bei konventioneller Bewirtschaftung – Abb. 31b: Oberflächenabfluss bei Direktsaat.....	73
Abbildung 32a: Runoff-Disposition von Kartoffel in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei konventionellem Anbau und mit Dyker angelegten Kartoffelquerdämmen	75
Abbildung 32b: Runoff-Disposition von Kartoffel in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei konventionellem Anbau und mit Barbutte angelegten Kartoffelquerdämmen.....	75

Abbildung 32c: Runoff-Disposition von Kartoffel in der Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bei konventionellem Anbau und mit Dyker angelegten Kartoffelquerdämmen.....76

Abbildung 32d: Runoff-Disposition von Kartoffel in der Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bei konventionellem Anbau und mit Barbutte angelegten Kartoffelquerdämmen.....76

Abbildung 33: Räumliche Verteilung des Oberflächenabflusses im Testgebiet Nauen im Mai bei Kartoffelanbau in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 – Abb. 33a: Oberflächenabfluss bei konventionellem Anbau – Abb. 33b: Oberflächenabfluss bei Anlage von Kartoffelquerdämmen mit Barbutte.....76

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Statische Rauigkeitsparameter für verschiedene Boden(-bearbeitungs)zustände auf Ackerflächen.....	32
Tabelle 2: Gebietsmittel des Oberflächenabflusses im Testgebiet Gehle für unterschiedliche Anbaufrüchte in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50.....	53
Tabelle 3: Gebietsmittel des Oberflächenabflusses im Testgebiet Nauen für unterschiedliche Anbaufrüchte in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50.....	53
Tabelle 4: Gebietsmittel des Oberflächenabflusses für ausgewählte Ackerfrüchte bei konventionellem Anbau und Direktsaat in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50.....	69
Tabelle 5: Gebietsmittel des Oberflächenabflusses für Kartoffelanbau bei konventioneller Bewirtschaftung und bei Anlage von Querdämmen (Dyker und Barbutte in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF02/SWS-50).....	74

Abkürzungsverzeichnis

ABAG	Allgemeine Boden-Abtragungsgleichung
ANN	Artificial Neuronal Network
ATKIS	Amtliches Topographisch Kartographisches Informationssystem
β	Neigung
β_g	Grenzneigung
BBCH	Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Bundessortenamt und Chem. Industrie
BCS	Bayer Crop Science
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BK	Bodenkarte
BK50	Bodenübersichtskarte 1:50.000
BKG	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BÜK 200	Bodenübersichtskarte 1:200.000
CC	Cross Compliance
CFL	Courant- Friedrichs-Lewy (Kriterium)
CPU	Central Processing Unit
CXA	flächengemittelter Infiltrationsüberschuss des Einzugsgebiets
CXH	akkumulierter Infiltrationsüberschuss aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität
CXS	akkumulierter Infiltrationsüberschuss aufgrund von Aufsättigung
CXT	akkumulierter Infiltrationsüberschuss des Einzugsgebiets
DEM	Digital Elevation Model
dg	Distanz der Quellrasterzelle g zur Zielrasterzelle
DGM	Digitales Gelände Modell
DSM	Digital Surface Model
DWD	Deutscher Wetterdienst
ECMWF	European Centre for Medium-Range Weather Forecasts
EPIC	Erosion Productivity Impact Calculator
ERA	Europäische Reanalyse
ETO	Grasreferenzverdunstung
ETpot	Potentielle Evapotranspiration
EUROSEM	EUROpean Soil Erosion Model
EZG	Einzugsgebiet
F	Wiederkehrintervall in Jahren
FAC	Koeffizient der GFA Regressionsgleichung
FAi	Konstante der GFA Regressionsgleichung
FAO	Food and Agricultural Organization of the United Nations
FK	absolute Feldkapazität
GFA	Größenfrequenzanalyse
GFS	Global Forecasting System
GID	GeoInformationsdienst, Rosdorf
GIS	Geoinformationssystem
GLASOD	Global Assessment of Human-induced Soil Degradation
GRASS	Geographic Resources Analysis Support System
H	Höhe
HPC	High Performance Computer
HRU	Hydrologic Response Unit
IbF	Ingenieurbüro Feldwisch
ICDC	Integrated Climate Data Center
ICON	Icosahedral non-hydrostatic general circulation model
INF	Infiltration
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
IXH	Infiltrationsüberschuss aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität
IXS	Infiltrationsüberschuss aufgrund von Aufsättigung
IXT	Infiltrationsüberschuss
JAMS	Jena Adaptable Modelling System

KA5	Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage
Kc	Vegetationskoeffizient
Kst	Strickler Rauigkeitsbeiwert
KWB	Klimatische Wasserbilanz
LfU	Landesamt für Umwelt
LWK	Landwirtschaftskammer
MFD	Multiple-Flow-Direction
NA-Modell	Niederschlags-Abfluss Modell
NCEP	National Centers for Environmental Prediction
NHN	Normalhöhennull
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NRW	Nordrhein-Westfalen
PEF	Summe eines Niederschlagsereignisses mit Wiederkehrintervall F
PMd	Mittlere Tagessumme des Niederschlags
PMh	Mittlerer Anteil des Stundenmaximums am Tagesniederschlag
PRE	Precipitation/Niederschlag
PRMS	Precipitation Runoff Modeling System
PSM	Pflanzenschutzmittel
PTF	Pedotransferfunktion
pwp	Permanenter Welkepunkt
R0.8	Retentionskapazität von Querdämmen im Abstand von 80 cm
R1.5	Retentionskapazität von Querdämmen im Abstand von 150 cm
Rh	Hydraulischer Radius
RMM	Runoff-Minderungsmaßnahmen
ROD	Fließzeit
RoGeR	Runoff Generation Research Model
ROV	Fließgeschwindigkeit nach Gauckler-Manning-Strickler
sac	Luftkapazität des Bodens
SAGA	System for Automated Geoscientific Analysis
scf	Tonanteil
SCS-CN	Soil Conservation Service Curve Number
sfc	Feldkapazität
sgf	Glugla Faktor
sic	Infiltrationskapazität
smd	Median der Körnungsdurchmesser des Feinbodens
ssd	Solummächtigkeit des Bodens
ssf	Sandanteil
suf	Schluffanteil
SVAT	Soil-Vegetation-Atmosphere-Transfer
SWAP	Soil-Water-Atmosphere-Plant
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
swe	Relative Erhöhung der Bodenwasserkapazität
SWI	Perzentil des Bodenwassergehalts
SWS	Bodenwassergehalt
T	Temperatur
TIN	Triangulated Irregular Network
UFZ	Helmholtzzentrum für Umweltforschung
UNEP	United Nations Environmental Program
USLE	Universal Soil Loss Equation
WaSiM-ETH	Water balance Simulation Model (ETH Zürich)
WS	Wasserstand
ZID	Zentrale InVeKoS Datenbank

Zusammenfassung

Neben Bodenerosion ist auch Oberflächenabfluss (Runoff) von landwirtschaftlich genutzten Flächen durch den an das Agens Wasser gebundene Transport gelöster Stoffe mit kritischen Umweltwirkungen für die betroffenen Ackerflächen sowie benachbarte Gewässerökosysteme verbunden. Da anwendungs- und umsetzungsorientierte Methoden zur präventiven Abschätzung von Runoff-Risiken bisher nicht in dem Maße verfügbar sind wie für die Wassererosion, wurde an der Universität Hamburg in Kooperation mit Industriepartnern, Fachbehörden und Consultingunternehmen ein GIS-gestütztes Dispositionsmodell entwickelt, das auf Grundlage von Messdaten verschiedener Einzugsgebiete in Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Niedersachsen evaluiert und validiert wurde und eine flächendifferenzierte Abschätzung von Runoff-Risiken auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ermöglicht (Wendland et al. 2016). Darauf aufbauend steht im Zentrum dieser Arbeit die praktische Anwendung dieses Abflussdispositionsmodells, um Runoff-Risiken bei unterschiedlicher Bewirtschaftung sowie für ausgewählte Minderungsmaßnahmen zu erfassen. Die Modellstruktur integriert verschiedene, überwiegend konzeptionelle Ansätze zur räumlich hochaufgelösten Modellierung vertikaler und lateraler Wasserflüsse und ermöglicht kontinuierliche Simulationen über längere Zeiträume sowie Ereignis-bezogene Simulationen und Szenarien-Rechnungen. Neben dem Modellkonzept und den Datenbedarfen werden diese Anwendungsoptionen exemplarisch am Beispiel zweier Testgebiete vorgestellt und vergleichend bewertet. Basierend auf den Ergebnissen des kontinuierlichen Modelllaufs und regionalisierten Niederschlagsdaten sowie auf Grundlage statistisch ermittelter Niederschlagsannuitäten werden verschiedene Bodenfeuchte- und Niederschlagszenarien generiert, die nachfolgend als Antriebsdaten in Szenarienrechnungen für verbreitet kultivierte Ackerfrüchte und Fruchtfolgen sowie unterschiedliche Minderungsmaßnahmen eingehen. Die Ergebnisse der räumlich hochauflösenden saisonal differenzierten Szenarienrechnungen zeigen Pflanzen- und Bewirtschaftungsspezifische raumzeitliche Muster der Runoff-Disposition und belegen Unterschiede in der Effizienz exemplarisch analysierter Runoff-Minderungsmaßnahmen. Dabei zeigt sich, dass sowohl Direktsaat (bei Mais, Winterweizen und Winterraps) als auch maschinell erzeugte Querdämme (beim Kartoffelanbau) verglichen mit konventionellem Anbau zu deutlichen Reduktionen der Runoff-Risiken beitragen. Auf Basis der erzielten Ergebnisse werden Daten- und methodenbedingte Defizite bzw. Limitierungen des Modellkonzepts identifiziert, um darauf aufbauend im Fazit und Ausblick notwendige Weiterentwicklungen zu benennen.

Summary

Besides soil erosion it is overland flow (surface runoff) from agricultural fields and the related transportation of dissolved pollutants that implicates severe risks for both, the productivity of the effected agricultural plot (on-site damage) and the neighboring ecosystems such as aquatic habitats impacted by diffuse inputs of production residues (off-site damage). As compared to soil erosion by water, operational methods and tools for the preventive detection and assessment of runoff-risks are largely missing. Against this background, a GIS-based runoff-disposition model was developed at the University of Hamburg in close cooperation with industry partners, competent authorities and consulting companies. The model-concept was evaluated and validated against observational data from small catchments in North Rhine-Westphalia, Saxony, and Lower-Saxony, enabling spatially distributed estimations of runoff-risks on arable land. Based on these developments, the core focus of this study is the practical application of the modeling concept, in order to detect runoff-risks for different agricultural crops, management practices and selected runoff-mitigation measures. The GIS-based disposition model integrates several mainly conceptual approaches for modelling vertical and lateral water fluxes at high spatial resolution, and allows working for both, continuous long-term simulations as well as for event-based simulations and scenario applications. Apart from the conceptual structure and data requirements, the application scopes of the runoff-disposition model are presented and comparatively evaluated on the example of two test sites. Based on the results from continuous simulations, gridded precipitation fields and statistical recurrence frequencies of daily precipitation totals, a set of soil moisture and precipitation scenarios is defined, subsequently utilized as forcing data in scenario simulations, estimating runoff-risks of major agricultural crops, crop rotations and runoff-mitigation measures. Spatially explicit modelling results in monthly resolution reveal distinct crop- and management-specific spatiotemporal pattern of runoff disposition and prove differences of efficiency for runoff-mitigation measures in principle. As compared to conventional land management practices, both of the analyzed mitigation measures, direct sowing / no-till (for maize, winter wheat, winter rapeseed) as well as mechanically built micro dams (for potato rill-cultivation) lead to significant reductions of runoff-risks. Finally, based on the achieved modelling results, data and methodological constraints in the modelling concept are defined and necessary improvements and further developments are proposed.

1. Einführung

Seit Beginn der industriellen Revolution waren das globale Bevölkerungswachstum aber auch der technisch-industrielle Fortschritt und die wachsende Mechanisierung der Landwirtschaft mit einer weltweiten Agrarexpansion verbunden. Lag die landwirtschaftlich genutzte Fläche Mitte des 19. Jahrhunderts noch bei etwa 1.7 Mrd. ha, so ist der Agrarsektor heute mit einem Anteil von 37% der Landflächen der Erde (ca. 4.8 Mrd. ha) der größte Flächennutzer (Klein Goldewijk et al. 2017). Obgleich dieser Flächenanteil seit Beginn des 21. Jahrhunderts weitgehend konstant ist (FAO 2021), und diese Stagnation verdeutlicht, dass weltweite Transformationsprozesse in der Landwirtschaft und die wachsende Effizienz der Agrarproduktion durch Intensivierung, Technisierung und Spezialisierung die steigenden Anforderungen an die qualitative und quantitative Nahrungsmittelversorgung einer weiterhin wachsenden Weltbevölkerung zu kompensieren vermag, belegen diese Zahlen keineswegs eine Reduktion oder gar Beendigung des Prozesses der Agrarexpansion. Im Gegenteil: Allein die Rodungsrate Tropischer Regenwälder liegen nach Angaben der FAO bei 13 Mio. ha pro Jahr und sind zu 85% auf den Agrarsektor zurückzuführen (FAO 2011; Siebert et al. 2012). Vor diesem Hintergrund erklärt sich der Widerspruch aus der relativen Konstanz der weltweiten Agrarfläche bei gleichzeitig anhaltendem Nutzungsdruck auf natürliche und naturnahe Ökosysteme erst unter Berücksichtigung weltweiter Urbanisierungs-, Degradations- und Desertifikationsprozesse, die mit signifikanten Verlusten vormals produktiver Agrarflächen, Ökosystemfunktionen und Ökosystemdienstleistungen verbunden sind (Cherlet et al. 2018).

Unter den unterschiedlichen Formen der Bodendegradation stellt die Wassererosion verglichen mit Winderosion und Boden-internen (chemischen und physikalischen) Degradationsprozessen die weltweit dominierende Degradationsform dar. Bereits seit dem ersten, im Rahmen des United Nations Environmental Program (UNEP) initiierten Global Assessment of Human-induced Soil Degradation (GLASOD, Oldeman et al. 1991) ist diese Bedeutung der Wassererosion im globalen Vergleich belegt und auch in nachfolgenden Studien auf Grundlage einer erweiterten Datenbasis und verbesserter Methoden bestätigt (u.a. Oldeman et al. 1996; UNEP 1997; Oldeman 1998; Miehlich 2003; FAO 2011; FAO & ITPS 2015). In einer vielbeachteten Modellstudie beziffern Borrelli et al. (2017) den weltweiten jährlichen Verlust von Bodenmaterial durch Wassererosion in den Jahren 2001 und 2012 auf 35.0 Pg bzw. 35.9 Pg und betonen dabei die Bedeutung des Landnutzungswandels als Primärursache für die in 2012 gegenüber dem Referenzjahr 2001 um 2.5% erhöhten Erosionsraten. Selbst unter den gemäßigten Klimabedingungen der Bundesrepublik führt Wassererosion insbesondere auf intensiv bewirtschafteten Ackerflächen zu weit über den Boden Neubildungsraten liegenden Bodenverlusten. Bei durchschnittlichen Abtragsraten von $1.9 \text{ t ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ sind insbesondere ertragsreiche Lössböden im reliefierten Gelände von Wassererosion betroffen (Schwertmann et al. 1990; Miehlich 2003; Blume 2010; Fohrer et al. 2003).

Der Prozess der Wassererosion ist allerdings nicht nur mit in-situ (on-site) Risiken für die landwirtschaftliche Produktion und die langfristige Produktivität von Agrarflächen verbunden, sondern kann auch zu kritischen ex-situ (off-site) Implikationen und ökologischen Beeinträchtigungen benachbarter Ökosysteme durch Stoffeinträge führen (Fohrer et al. 2003; Gebel et al. 2021). Neben dem partikulären Transport von Bodenmaterial, Nähr- und Schadstoffen führt schließlich auch Oberflächenabfluss (Runoff) und der an das Agens Wasser gebundene laterale Transport gelöster Stoffe zu in-situ Verlusten von produktionsrelevanten (Nähr-) Stoffen und ex-situ (Schad-) Stoffeinträgen, selbst wenn die beteiligten Teilprozesse (Sättigungsflächenabfluss, Horton'scher Landflächenabfluss, vgl. Schulte et al. 2011) nicht erosiv wirksam sind.

Während kritische Implikationen der Wassererosion bereits seit den 1970er Jahren in wissenschaftlichen und umweltpolitischen Diskursen adressiert werden und die Definition und Implementierung von Maßnahmen zur Reduktion von Erosionsrisiken heute einen selbstverständlichen Bestandteil der Pflichtenhefte zuständiger Fachbehörden auf Bundes- und Länderebene bildet, stellt Runoff ein Problemfeld dar, dass erst in jüngerer Zeit im übergeordneten Kontext von Ressourcenschutz (insbesondere Gewässerschutz), aber auch zunehmend im Zusammenhang mit Cross Compliance (CC-) Regelungen und Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel (PSM) vermehrt diskutiert wird. In Konsequenz sind praktikable, anwendungs- und umsetzungsorientierte Methoden zur Abschätzung von Runoff-Risiken bisher nicht in dem Maße verfügbar wie bei der Wassererosion, wo in der Behördlichen Praxis bei Fragen des Erosionsschutzes auf ein umfangreiches Portfolio etablierter und akzeptierter methodischer Standards zurückgegriffen werden kann.

Vor diesem Hintergrund wurde von der AG ‚Digital Farming‘ des Geographischen Instituts der Universität Hamburg in Kooperation mit Industriepartnern (Bayer AG, XARVIO/BASF), Fachbehörden (BGR, LWK Niedersachsen und NRW, NLWKN), der GeoInformationsdienst (GID) GmbH und dem Ingenieurbüro Feldwisch (IbF) ein Methoden- und Modellframework entwickelt, evaluiert und in einer GIS-Umgebung implementiert, das auf Grundlage ubiquitär verfügbarer Geobasisdaten und Datenderivate sowie ergänzt durch schlagspezifische Informationen eine räumlich-explizite Erfassung und Bewertung potenzieller und aktueller on-site und off-site Risiken durch Oberflächenabfluss ermöglicht. Die modular organisierte Modellstruktur integriert statistische und numerische Modellkomponenten, die am Beispiel kleiner Einzugsgebiete in NRW, Sachsen und Niedersachsen evaluiert und validiert wurden (Wendland et al. 2016). Die effiziente Datenhaltung und Systemarchitektur des rasterbasierten Modellkonzepts ermöglichte in 2022 ein Ausrollen des ‚Gewässerschutzberaters‘, einer nutzerfreundlichen Web-GIS Applikation, die es Anwendern bundesweit ermöglicht, Runoff-Risiken in sehr hoher räumlicher Auflösung (10 m Rasterweite) für unterschiedliche Niederschlagszenarien, Bodenfeuchten, Anbaufrüchte und alternative Runoff-Minderungsmaßnahmen (RMMs) zu simulieren.

Grundlagen dieser konzeptionellen Entwicklungen waren vergleichende, modellgestützte Analysen der Runoff-Disposition unter Berücksichtigung der wichtigsten, den Abflussprozess steuernden hydrometeorologischen, pedologischen, topographischen und landwirtschaftlichen Determinanten, die ich im Rahmen meiner Promotion durchgeführt und evaluiert habe. Im Einzelnen standen dabei folgende Forschungs- und Entwicklungsziele im Vordergrund meiner Arbeit:

- (1) Anwendung flächenhafter Geobasisdaten zur saisonal differenzierten Simulation von Niederschlagsszenarien: Größen-Frequenzanalysen (GFA) von Niederschlagszeitreihen und monatlich differenzierte Regionalisierung von GFA Kenngrößen
- (2) Anwendung flächenhafter Geobasisdaten zur saisonal differenzierten Simulation von Bodenfeuchte-Szenarien: Langzeitsimulation von Komponenten des Bodenwasserhaushalts in täglicher Auflösung für Grasreferenz-Bedingungen und Perzentil-Analysen
- (3) Parametrisierung von Oberflächenrauigkeiten: Katalogisierung monatlicher Manning-Strickler-Beiwerte für ausgewählte Anbaufrüchte und Fruchtfolgen nach Angaben aus der Literatur und Integration der Ergebnisse in den Parameterkatalog des Modells
- (4) Saisonale differenzierte Analyse der Runoff-Disposition von Anbaufrüchten und Fruchtfolgen: Räumlich hochauflösende Simulation und vergleichende Evaluierung der Runoff-Disposition ausgewählter Anbaufrüchte und Fruchtfolgen für verschiedene hydrometeorologische Szenarien
- (5) Saisonale differenzierte Analyse der Effizienz ausgewählter Runoff-Minderungsmaßnahmen: Räumlich hochauflösende Simulation und vergleichende Evaluierung der Runoff-Disposition verschiedener Anbaufrüchte und Fruchtfolgen bei Direktsaat und beim Kartoffelanbau mit Querdämmen

Ogleich diesen Forschungs- und Entwicklungszielen kein streng hypothesengeleitetes Vorgehen, sondern ein eher induktives Untersuchungsdesign inhärent ist, so reflektiert die Betonung einer saisonal differenzierten, räumlich expliziten Analyse von Runoff-Risiken doch die Grundannahme, dass

1. eine Analyse dieser Risikodisposition nur unter Berücksichtigung jahreszeitlich variierender, von der Bewirtschaftung abhängiger Oberflächenparameter und saisonal differenziert abgebildeter hydrometeorologischer Szenarien erfassbar ist, und
2. ein anwendungs- und umsetzungsorientiertes Modellkonzept eine räumlich explizite Abbildung von Runoff-Risiken leisten muss, um Handlungsoptionen wie insbesondere Runoff-Minderungsmaßnahmen konkretisieren zu können.

Dies berücksichtigend führt das folgende Kapitel 2 zunächst in die physiogeographischen Grundlagen und (natürlichen und anthropogenen) Faktoren der Runoff-Disposition ein, um nachfolgend unterschiedliche Konzepte der Modellbildung sowie ausgewählte Modelle vorzustellen. Da das hier verwendete Modellkonzept bereits in Wendland et al. (2016) publiziert wurde (ANHANG A), stellt Kapitel 3 notwendige Eingangsdaten (Geobasisdaten) und deren Prozessierung sowie die methodische Struktur und beteiligte Modellkomponenten in Übersicht vor. Darauf aufbauend werden in Kapitel 4 Ergebnisse der Runoff Simulation am Beispiel zweier Testgebiete präsentiert und vergleichend diskutiert um anschließend auf Basis der erzielten Ergebnisse das GIS-gestützte Modellkonzept unter Benennung der wichtigsten daten- und methodenbedingten Limitierungen kritisch zu reflektieren. Die Arbeit schließt in Kapitel 5 mit einem Fazit und Ausblick unter Benennung möglicher weiterführender Forschungs- und Entwicklungsaufgaben.

2. Grundlagen, Methoden und Modelle

Oberflächenabfluss (Runoff) wird gebildet, wenn die Niederschlagsmenge die aktuelle Infiltrationskapazität des (Ober-) Bodens überschreitet. Diese Voraussetzung ist insbesondere erfüllt, wenn Niederschlag auf einen bereits aufgesättigten Bodenkörper trifft, so dass **Sättigungsflächenabfluss** (Sättigungsabfluss) entsteht (Ahnert 2015). Runoff kann aber auch auf noch ungesättigten (Ober-) Böden als sogenannter **Horton'scher Landflächenabfluss** (Horton Abfluss) entstehen, wenn die Intensität des Niederschlags (Niederschlagszeitleistung) die Infiltrationsrate des Bodens übertrifft, sodass Infiltrationsüberschuss entsteht (Ahnert 2015).

Bei beiden Prozessen fließt der nicht vom Bodenkörper zwischengespeicherte Niederschlagsüberschuss (Effektivniederschlag, Effektiver Niederschlag) gravitativ dem Geländegefälle folgend oberflächlich bis zum Vorfluter ab oder versickert zwischenzeitlich und erreicht den Vorfluter mit geringer zeitlicher Verzögerung als lateraler, oberflächennaher Zwischenabfluss (Interflow). In der Systematik der quantitativen Hydrologie bilden Interflow und Oberflächenabfluss zusammengenommen den sog. Direktabfluss, der sich im zeitlichen Abflussmuster eines Gerinnes kurz nach dem Niederschlagsereignis (bzw. bei anhaltenden Niederschlägen nach Beginn des Niederschlagsereignisses) in einer charakteristischen Hochwasserwelle mit steilem Anstieg bis zum Hochwasserscheitel und relativ flachen Hochwasserabfall bis auf das Niveau des grundwassergespeisten Basisabflusses abbildet. Eine zusammenfassende Übersicht steuernder (Standort-) Faktoren und beteiligter Prozesse ist Assouline (2013); Auerswald et al. (2020); Hölting & Coldewey (2013); Wisotzky (2011) zu entnehmen.

2.1 Faktoren der Runoff-Disposition

Die Initialisierung, Intensität und Dynamik des Runoff-Prozesses ist an ein komplexes Wirkungsgefüge unterschiedlicher, miteinander interagierender (Standort-) Faktoren mit jeweils spezifischen skalenabhängigen Effekten gebunden. Differenziert nach physiogeographischen Elementarkomplexen lässt sich das natürliche Faktorenggefüge generalisiert in hydrometeorologische, pedologische und orographische Faktoren gliedern, die in agrarisch genutzten Geosystemen durch die Nutzungsgeschichte des Standortes sowie durch die Art der Landnutzung und die aktuelle Bewirtschaftungsweise maßgeblich verändert bzw. überprägt werden. Nachfolgend werden die wichtigsten, für das Verständnis der inhärenten Argumentationsstruktur dieser Arbeit relevanten Aspekte generalisiert zusammengefasst.

2.1.1 Natürliche Faktoren

Hydrometeorologische Runoff-Disposition: Angesichts der ausgeprägten Saisonalität des Klimas in Deutschland ist die hydrometeorologische Runoff-Disposition zunächst mittelbar abhängig, vom Jahresgang der Komponenten des Wasserhaushalts. Hohe positive Werte der klimatischen Wasserbilanzen im hydrologischen Winterhalbjahr sind mit einer sukzessiven Wasseraufsättigung der Böden verbunden und erhöhen mithin die Runoff-Disposition, während bei steigenden Verdunstungsraten in der Vegetationsperiode und abnehmenden Bodenwassergehalten die Prädisposition insbesondere gegenüber Sättigungsflächenabfluss sinkt. Mit der Saisonalität des Klimas ebenfalls verbunden ist die Art des Niederschlags (fest vs. flüssig), die allerdings im Kontext dieser Arbeit eher von untergeordneter Bedeutung ist. Obgleich Schneeniederschläge bei Schneeschmelze

(insbesondere auf noch gefrorenen Böden) zu Oberflächenabfluss führen können, sind Runoff-Ereignisse in den intensiver agrarisch genutzten Räumen Deutschlands zumeist an Flüssigniederschläge gebunden.

Dies berücksichtigend ist das unmittelbare hydrometeorologische Runoff-Risiko abhängig vom aktuellen Witterungsverlauf und der Genese, Intensität und Dauer des Niederschlags. Anhaltende Niederschläge aus großflächigen Niederschlagsfeldern (Landregen) mit Horizontalausdehnungen von 100 bis 300 km entstehen bei Advektion an Warmfronten (Böhner 2004; Dietrich et al. 2019). Bei hinreichender Vertikalerstreckung der Schichtbewölkung (insbesondere Nimbostratus-Bewölkung) führt Tropfenwachstum durch Koagulation zur Bildung von relativ kleinen Regentropfen mit Radien von 0.25 bis 0.5 mm, die Fallgeschwindigkeiten von 0.7 bis 2.1 m s⁻¹ erreichen und in Summe mit Niederschlägen mittlerer Intensität (2.5 mm bis 5 mm h⁻¹) verbunden sind (Liljequist & Cehak 1984; Mück 2000). Advective Niederschläge treten in Deutschland ganzjährig auf, erhöhen aber insbesondere im Winter und Frühjahr bei stärker aufgesättigten Böden und hoher Niederschlagsdauer die Disposition gegenüber Sättigungsflächenabfluss. Höhere Niederschlagsintensitäten, die nach Definition des DWD in Deutschland die Schwellenwerte für Starkregen (17.1 mm h⁻¹) und heftigen Starkregen (25.0 mm h⁻¹) überschreiten können (GERICS 2022), werden bei Kaltfrontniederschlägen sowie insbesondere bei sommerlich konvektiven (Gewitter)-Niederschlägen verzeichnet. Aufwinde in Konvektionswolken mit hoher Vertikalausdehnung (Cumulonimbus-Bewölkung) und der, mit der Koexistenz von Eiskristallen und Wassertröpfchen im Mischwolkeniveau verbundene Prozess der Niederschlagsbildung über die Eisphase (Bergeron & Findeisen 2011), lässt sehr große Regentropfen mit Radien bis zu 6 mm entstehen, die Fallgeschwindigkeiten über 9 m s⁻¹ erreichen (Liljequist & Cehak 1984; Mück 2000). Obgleich die räumliche Ausdehnung konvektiver Niederschlagsfelder gering ist, kann deren Niederschlagszeitleistung bei Starkregenniveau die Infiltrationskapazität von Böden übertreffen und erhöht mithin das Runoff-Risiko durch Horton Abfluss. Diese Disposition wird noch verstärkt, durch die hohe kinetische Energie fallender Regentropfen, die insbesondere bei unbedeckten Böden die Oberbodenaggregate durch Prall- und Planschwirkung zerschlagen, sodass durch Verspülung und Verschlammung des Oberbodenmaterials die Infiltration des Niederschlags in den Bodenkörper zusätzlich gehemmt wird (Ahnert 2015).

Pedologische Runoff-Disposition: Generalisiert hängt die Pedologische Runoff-Disposition ab von der Bodenmächtigkeit sowie der Korngrößenverteilung (Boden-Textur), dem Porenvolumen und dem Porenspektrum (Porengrößenverteilung). Die vertikale Mächtigkeit des Bodensolums determiniert dabei anteilig das maximale Wasservolumen, das vom Bodenkörper aufgenommen werden kann. Wird hier die absolute Feldkapazität (FK) als Näherungsmaß berücksichtigt, so weisen geringmächtige Rohböden (C-Böden) sowie Ranker/Regosole (A-C Böden) nach Klassifikation des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V (1996) eine als sehr gering eingestufte Feldkapazität auf und sind bei vergleichbaren Witterungsverläufen stärker gegenüber Aufsättigung und Sättigungsabfluss disponiert als vollentwickelte anhydromorphe Böden wie z.B. Braunerden oder Parabraunerden (A-B-C Böden) mit hoher bis sehr hoher Feldkapazität.

Die Wasserdurchlässigkeit (Infiltrationskapazität, hydraulische Leitfähigkeit) von Böden und mithin die Disposition gegenüber Horton Abfluss hängt insbesondere ab von der Bodentextur sowie dem Porenspektrum. Dabei gilt generalisiert, dass die Wasserleitfähigkeit mit zunehmender Bindigkeit des Bodensubstrats und sinkendem Grob- und Makroporenvolumen abnimmt (Ad-hoc-AG Boden 2005). Da die Perkolationsrate mit zunehmender Befeuchtung während eines Niederschlagsereignisses sinkt, bis die Endinfiltrationsrate erreicht ist, und die hydraulische Leitfähigkeit auch von der aktuellen Porenfüllung, Porenform und Porenkontinuität abhängt, wird zur standardisierten Bemessung der Infiltrationskapazität eines Bodens die auf der Darcy-Gleichung (Adam et al. 2000; Darcy 1856) basierende gesättigte Wasserleitfähigkeit als kf-Wert angegeben. Nach Angaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5

(Ad-hoc-AG Boden 2005) liegt dieser kf-Wert z.B. bei einem (unverdichteten) mittel-tonigen Lehm (Lt3) bei 4.2 mm h^{-1} , während in einem gesättigten mittel-schluffigen Sandboden (Su3) mit 31.3 mm h^{-1} mehr als die 7-fache Wassermenge pro Zeiteinheit perkoliert.

Weitere, für den Bodenwasserhalt und die Wasserleitfähigkeit relevante Bodeneigenschaften wie insbesondere die Lagerungsdichte und die Bodenstruktur sind bei agrarisch genutzten Böden maßgeblich von der Landnutzungshistorie sowie der Art der Bewirtschaftung und landwirtschaftlichen Prozessführung abhängig und werden daher im Kontext des Einflusses von Bewirtschaftungsfaktoren in 2.1.2 erläutert.

Orographische Runoff-Disposition: Das Georelief der Erde ist eine wichtige Determinante für nahezu alle lateralen oberflächennahen und oberflächlichen Prozesse des Erdsystems. Das gilt zunächst für die Dynamik der planetarischen Grenzschicht und die damit verbundenen geländeklimatischen Variationen (Böhner & Bendix 2020), die sich in Deutschland in allen Monaten u.a. in einer signifikanten statistischen Zunahme des Niederschlags mit zunehmender Geländehöhe sowie in kleinräumigen expositionsabhängigen Niederschlagsvariationen durch Luv-Lee Effekte niederschlagen (Böhner 2004; Böhner & Bechtel 2018; Dietrich et al. 2019).

Neben diesen mittelbaren Effekten der Orographie ist die Dynamik von Abflussprozessen sowie die räumliche Abflussverteilung unmittelbar abhängig von der Geländeform und Neigung. So kommt es im reliefierten Gelände auf Hangsegmenten und Riedeln mit konvexer Horizontalkrümmung zu Abflussdivergenz, während in konkav gekrümmten Hangabschnitten der Oberflächenabfluss konzentriert bzw. bei sehr hoher Horizontalkrümmung kanalisiert wird. Wie in der Fließformel nach Gauckler-Manning-Strickler (Martin & Pohl 2009; Manning 1891; Strickler 1923) abgebildet, determiniert die Geländeneigung (bzw. das Geländegefälle) anteilig die gravitative Beschleunigung und Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses (Ahnert 2015) und reduziert darüber hinaus bei zunehmender Neigung die Infiltration des Niederschlags, so dass bei vergleichbarer pedologischer Runoff-Disposition in geneigten Hangabschnitten die Abflussrate gegenüber dem Flachrelief erhöht ist. Kleinräumige Geländevariationen des Mikroreliefs (vgl. Ahnert 2015) wirken dagegen aufgrund der Geländerauigkeit abflusshemmend. Das gilt insbesondere für Reliefabschnitte mit abflusslosen Senken (sog. Ponds), die als Zwischenspeicher die Verweildauer des abfließenden Wassers und mithin die Infiltration in den Boden erhöhen.

2.1.2 Anthropogene Faktoren

Die anthropo-zoogene Nutzung von Geoökosystemen ist bei unangepasster Bewirtschaftung mit vielfältigen ökologischen und betriebswirtschaftlichen Risiken verbunden und wird daher in wissenschaftlichen, umweltpolitischen und öffentlichen (auch medial geführten) Debatten oft kritisch diskutiert. Grundsätzlich ermöglicht aber eine standortangepasste Bewirtschaftung eine nachhaltige Nutzung von Agrarökosystemen. Das gilt zunächst für den positiv konnotierten ökologischen Landbau mit seiner dem Leitbild der Nachhaltigkeit verpflichteten ressourcenschonenden und umweltverträglichen Wirtschaftsweise (Scialabba & Müller-Lindenlauf 2010; Schnug & Haneklaus 2002; Levin et al. 2018), aber auch bei konventioneller Bewirtschaftung können Runoff-Risiken prinzipiell durch gezielte Mitigationsmaßnahmen reduziert werden. In Relation zu den oben genannten natürlichen Dispositions-faktoren ist die landwirtschaftliche Nutzung in Abhängigkeit der Art der (Boden-) Bewirtschaftung und landwirtschaftlichen Prozessführung mit Risiko-verstärkenden oder reduzierenden Effekten verbunden die nachfolgend kurz skizziert sind.

Hydrometeorologische Runoff-Disposition: Anbaufrüchte und Fruchtfolgen haben unterschiedliche Wasserbedarfe, die im Laufe des Anbauzyklus und der damit verbundenen phänologischen Entwicklung in Abhängigkeit artspezifischer Transpirations- und Interzeptionsraten mit charakteristischen saisonalen Variationen der aktuellen Evapotranspiration verbunden sind, und in Konsequenz auch den Bodenwassergehalt und die damit verbundene Runoff-Disposition beeinflussen. Bezugnehmend auf die im BBCH Code (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Bundessortenamt und Chemische Industrie, Gemeinschaftsarbeit) definierten morphologischen Entwicklungsstadien von Pflanzen, weisen landwirtschaftliche Anbaufrüchte bei hinreichender Wasserversorgung in fortgeschrittenen Entwicklungsstadien (BBCH Makrostadien 6 [Fruchtentwicklung] bis 8 [Frucht- und Samenreife]) verglichen mit Grass-Referenzwerten (Allen et al. 1998) um bis zu 45 % erhöhte Evapotranspirationsraten auf (Müller et al. 2012). In den frühen BBCH Makrostadien 0 [Keimung] bis 4 [Ähren-/Rispschwelle] liegen dagegen die aktuellen Evapotranspirationsraten insbesondere bei Sommergetreide unter den betreffenden Grasreferenzwerten (Allen et al. 1998; Müller et al. 2012), was in Konsequenz mit einer zeitlich verzögerten Reduktion der Bodenwassergehalte in der Vegetationsperiode verbunden ist.

Dies gilt insbesondere für den konventionellen Pflanzenbau, wo nach der Grundbodenbearbeitung zur Saatbett-Bereitigung der Boden vollständig vegetationsfrei ist, während bei bodenschonender Direktsaat durch den Erhalt der Vegetationsbedeckung die Evapotranspiration gegenüber der Grasreferenzverdunstung in geringerem Maße reduziert ist, und gleichzeitig die Vegetationsbedeckung bei Niederschlagsereignissen das Verschlammungsrisiko mindert (Engel et al. 2009; Fuentes et al. 2004; Hu et al. 2009). Nachteile des konventionellen Anbaus können allerdings auch durch gezielte Maßnahmen wie Unter- oder Mulchsaat mitigiert werden, so dass die Blatt- bzw. Streu-Interzeption gegenüber Schwarzbrache erhöht und insbesondere Prall- und Planschwirkungen sowie Verschlammungseffekte bei Starkregen gemindert werden (Engel et al. 2009).

Pedologische Runoff-Disposition: Die Wahl der Anbaumethode ist mit unterschiedlichen Effekten für den Bodenwasserhaushalt und die pedologische Runoff-Disposition verbunden. So wird bei konventioneller (wendender) Grundbodenbearbeitung durch Pflügen bzw. Drillen und Eggen der Boden krumentief gelockert, was mit einer reduzierten Kapillarität und Evaporationsleistung des Standortes verbunden ist. Bei extensiven Formen der konservierenden Bodenbearbeitung wird dagegen die gewachsene Bodenstruktur kaum beeinträchtigt, sodass bei gleichzeitigem Erhalt der Vegetationsbedeckung die Evapotranspirationsleistung bei Direktsaat verglichen mit konventioneller Bearbeitung relativ erhöht ist (Brümmer 2002; Horn 2001; Scialabba & Müller-Lindenlauf 2010; Schnug & Haneklaus 2002; Levin et al. 2018). Des Weiteren verbessert der Erhalt eines widerstandsfähigen homogenen Bodengefüges bei konservierender Bodenbearbeitung die Befahrbarkeit und reduziert die Druckfortpflanzung, Bodendeformation und Verdichtung durch maschinellen Einsatz. Bei konventioneller Bearbeitungspraxis ist dagegen die Befahrung des gelockerten, weniger widerstandsfähigen Oberbodens insbesondere bei hohen Bodenfeuchten mit einem größeren Risiko für Schadverdichtung verbunden und erhöht durch die Beeinträchtigung des Grobporensystems und der Porenkontinuität mithin auch das Runoff-Risiko bei insgesamt reduzierter Infiltrationskapazität (Brümmer 2002; Horn 2001).

Bezugnehmend auf die oben zitierten k_f -Werte unverdichteter Böden (vgl. 2.1.1) wird dieser Aspekt im direkten Vergleich mit entsprechenden Kennwerten bei hoher Lagerungsdichte verdeutlicht. Nach Angaben der KA5 (AG Boden 2005) sinkt der k_f -Wert eines mittel-tonigen Lehms (Lt3) von 4.2 mm h^{-1} auf 2.5 mm h^{-1} bei Lagerungsdichteklasse 5, während bei einem hochverdichteten mittel-schluffigen Sandboden (Su3) die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit mit 7.1 mm h^{-1} gegenüber einem k_f -Wert von 31.3 mm h^{-1} bei unverdichtetem Boden um fast 80 % reduziert ist. Nach den Ergebnissen vergleichender

Analysen der Infiltrationseigenschaften von konventionell und ökologisch bewirtschafteten Böden von Hartmann et al. (2009) sind die Infiltrationsraten auf ökologisch bewirtschafteten Flächen gegenüber konventioneller Bearbeitung um 83 % erhöht. Allerdings betonen die Autoren, dass diese Unterschiede nicht texturbedingt zu erklären sind, sondern bei biologisch-dynamischem Anbau insbesondere auf die durch Bioporen von Regenwürmern erhöhte gesättigte Wasserleitfähigkeit zurückzuführen sind.

Topographische Runoff-Disposition: Abweichend von dem in 2.1.1 verwendeten Begriff der orographischen Runoff-Disposition wird hier im Kontext anthropogener Effekte und Einflüsse der Terminus ‚Topographische Runoff-Disposition‘ gewählt, da Infrastrukturmaßnahmen in agrarisch genutzten Räumen wie Straßen, Wege oder Wassergräben topographische Elemente darstellen, die jeweils mit unterschiedlichen Effekten für Runoff-Risiken verbunden sind. So erhöhen z.B. hochverdichtete oder vollständig versiegelte (geteerte) Feldwege lokal den Oberflächenabfluss, während Wassergräben als lokale Denudationsbasis lineare Abflusssenkungen darstellen, deren Retentionswirkung das Runoff-Risiko in der Fläche mindert. Darüber hinaus wächst die Risiko-Disposition mit zunehmenden Schlaggrößen bzw. Schlaglänge (Wirklänge des Abflusses), während Schlaggrenzen diskrete zumeist abflussmindernde Prozessgrenzen darstellen (Chow 1959; Ogermann et al. 2006; Jackson 1992). Vor diesem Hintergrund stellen klassische Erosionsschutzmaßnahmen wie Streifenanbau (*Strip-Till*) oder Gewässerschutzstreifen auch probate Mittel zur Runoff-Minderung dar (Blume et al. 2010). Gleiches gilt auch für die gezielte Wahl der Bearbeitungsrichtung, die bei Isohypsen-paralleler Bearbeitung die Oberflächenrauigkeit erhöht und mithin bei Runoff-Ereignissen durch Reduktion der Abflussgeschwindigkeit in Gefällrichtung die Retentionswirkung der betroffenen Flächen erhöht (Michael et al. 1996; Öttl et al. 2021).

Eine proaktive Erhöhung der Retentionskapazität wird in jüngster Zeit vermehrt durch die gezielte technische Steigerung der Oberflächenrauigkeit durch artifizielle Querdämme erreicht. Grundsätzlich sind Querdämme als Mitigationsmaßnahme für unterschiedliche Anbaufrüchte geeignet, werden aber insbesondere beim Kartoffelanbau eingesetzt, da dessen Mikrotopographie durch Häufeln von üblicherweise in Gefällrichtung orientierten Dämmen den Oberflächenabfluss kanalisiert, und damit das Runoff-Risiko erhöht. Verschärft wird diese, durch intensive Bearbeitungseingriffe erhöhte Disposition durch den erst späten Bestandsschluss der Kartoffelpflanzen. Nach Untersuchungen von Olivier et al. (2012; 2014), Werner et al. (2014); Blume (2010) und Prasuhn et al. (2017) können diese Risiken durch die Anlage von Querdämmen mit den Geräten Barbutte (Querdammhäufler) oder Dyker (Lochstern) signifikant reduziert werden. Untersuchungen einer Versuchsfläche mit Querdämmen von Olivier et al. (2014) belegen, dass durch diese Maßnahme über den gesamten Vegetationszyklus eine Runoff-Reduktion von mindestens 50 % erzielt wurde. Darüber hinaus erhöhte sich auch die Bodenfeuchte auf diesen Flächen bis in eine Tiefe von 80 cm um 10 bis 15 %. Durch Feldversuche in der Schweiz konnten Prasuhn et al. (2017) eine deutliche Minderung von Oberflächenabfluss und Staunässe in Mulden nachweisen, die auch mit einer Reduktion des Bodenabtrags auf verschiedenen Versuchspartellen von 59 bis zu 94% verbunden war.

Wie schon bei hydrometeorologischen und pedologischen Abflussrisiken dargelegt, ist schließlich auch bei der topographischen Runoff-Disposition die Art der Bewirtschaftung (bodenschonend vs. konventionell) sowie die Wahl der Anbaufrüchte mit mikrotopographischen Effekten verbunden, die über die Oberflächenrauigkeit die Abflussdynamik beeinflussen. So weisen unterschiedliche Anbaufrüchte in ihren phänologischen Entwicklungsstadien jeweils artspezifische Oberflächenrauigkeiten auf, die den Abflussprozess mindern oder auch die Risiko-Disposition erhöhen (Werner et al. 2014). Unter Vernachlässigung der Anbaufrüchte weisen z.B. Wintergetreide im fortgeschrittenen Entwicklungsstadium bei maximalem Bedeckungsgrad vergleichsweise hohe Oberflächenrauigkeiten auf und wirken

mithin abflusshemmend, während Zuckerrüben und Mais bei eher geringen Rauigkeiten stärker gegenüber Runoff disponiert sind (Michael et al. 1996; Duchemin et al. 2008).

Für die Art des Landbaus gilt stark generalisiert, dass bei ökologischem Landbau und bodenschonender Bearbeitung durch den höheren Bedeckungsgrad des Oberbodens (insbesondere bei Aussaat und in den frühen phänologischen Entwicklungsstadien) sowie dem Verbleib von Ernteresiduen nach der Ernte die Oberflächenrauigkeit gegenüber der konventionellen Bodenbearbeitung erhöht, bzw. die Abflusssdynamik reduziert wird (Prosdociami et al. 2016; Zobeck & Onstad 1987).

Allerdings wird die Abflusssdynamik sowohl im konventionellen als auch ökologischen Landbau durch eine Reihe weiterer, die hydrologische Prozessdynamik beeinflussender Faktoren wie insbesondere durch die Bewirtschaftung bzw. Bearbeitung bei Saatbettbereitung und nach der Ernte determiniert, die als zusätzliche, nur generalisiert parametrisierbare Freiheitsgrade bei einer systematischen, modellgestützten Analyse von Abflussprozessen und Runoff-Risiken zu berücksichtigen sind.

2.2 Methoden und Modelle zur Erfassung von Runoff-Risiken

Bei der Bemessung von Abflussrisiken in der Landwirtschaft ist Oberflächenabfluss bis dato keine, in etablierten Modellen operationell abgebildete zentrale Zielgröße, wird aber in unterschiedlichen Wassererosionsmodellen als (parametrisierte oder physikalische) Prozessdeterminante abgebildet und ist insbesondere als Komponente des Wasserkreislaufs in unterschiedlichsten geowissenschaftlichen Modellen (u.a. Bodenwasserhaushaltsmodelle, Niederschlags-Abflussmodelle, hydrologische Einzugsgebietsmodelle, mesoskalige Klimamodelle, Erdsystemmodelle) mit entsprechend fachspezifisch unterschiedlichen methodologischen Perspektiven, Abstraktions- und Explikationsgraden berücksichtigt.

Angesichts der großen Zahl von Freiheitsgraden, die in der hydrologischen Modellierung adressiert werden, stehen heute für spezifische hydrologische Fragestellungen sehr unterschiedliche Modellkonzepte zur Verfügung, die unter Berücksichtigung der mathematischen Modellstruktur und des epistemologischen Ansatzes sowie der zeitlichen und räumlichen Diskretisierung generalisiert nach übergeordneten dichotomen Kategorien klassifiziert werden können. Diese prinzipiellen Konzepte zur Modellkategorisierung und Klassifizierung werden nachfolgend in Übersicht vorgestellt. Da die englische Fachterminologie mittlerweile auch in der deutschsprachigen Literatur etabliert ist, sind die englischen Begrifflichkeiten ebenfalls angegeben.

2.2.1 Räumlich konzentrierte vs. räumlich verteilte Modelle

Der Grad der räumlichen Aggregation bzw. Differenzierung von Modellentitäten und mithin auch unterschiedlichen räumlichen Skalen, in denen (skalen-abhängige) hydrologische Prozesse und Phänomene in Modellen repräsentiert werden stellt ein grundlegendes, häufig berücksichtigtes Kriterium zur Klassifikation hydrologischer Modelle dar. Darüber hinaus bezeichnet diese Kategorie aber auch die Art der Abbildung räumlicher Modellentitäten, die in Anlehnung an die in der thematischen Kartographie übliche Unterscheidung zwischen Diskreta und Kontinua, in räumlich diskrete und räumlich kontinuierliche Abbildungen differenziert werden kann. Obgleich diese Terminologie in der hydrologischen Modellierung weniger etabliert ist, wird sie an dieser Stelle berücksichtigt, um angesichts der hier avisierten GIS-basierten Erfassung von Abflussrisiken, die bei GIS Anwendungen übliche, von der GIS-Systemhistorie und dem favorisierten Geodatenmodell abhängige, grundlegende Differenzierung

zwischen raster- und vektorbasierten Ansätzen Rechnung zu tragen. Dies berücksichtigend werden in der hydrologischen Modellierung sehr unterschiedliche Konzepte der räumlichen Diskretisierung verfolgt.

Räumlich konzentrierte Modelle (*lumped models*): Diese Modellklasse ignoriert in ihrer einfachsten Form jegliche räumliche Differenzierung, indem hydrologische Prozesse und Phänomene nur für eine abstrakte Raumeinheit, wie z.B. einen Punkt, eine Ackerparzelle oder auch ein Einzugsgebiet modelliert werden. In die Klasse räumlich konzentrierter Modelle fallen zunächst einfache Niederschlags-Abfluss (NA-) Modelle zur Transformation des abflusswirksamen (Effektiv-) Niederschlags in Hochwasserganglinien. In ihrem Ursprung zurückgehend auf das von Sherman (1932) eingeführte Einheitsganglinienverfahren (Unit Hydrograph – UH Method), werden in diesen Modellen verschiedene, räumlich variable Parameter als statistische Prädiktoren über das Einzugsgebiet gemittelt bzw. aggregiert, um auf Basis empirischer Input-Output Relationen Hochwasserganglinien zu simulieren (Knapp et al. 1991). Wie im Methoden-Review von Sitterson et al. (2018) dokumentiert, sind räumlich konzentrierte NA-Modelle überwiegend als datengetriebene empirische Modelle konzipiert, integrieren aber auch zunehmend konzeptionell-prozessbasierte sowie physikalisch-basierte Ansätze (vgl. 2.2.4). Das gilt insbesondere für Soil-Vegetation-Atmosphäre-Transfer (SVAT) Modelle (Grünhage et al. 2000; Hörmann et al. 2001) sowie Bodenwasserhaushaltsmodelle, die als räumlich konzentrierte 1D-Modelle Wasserbewegungen auf Basis der Richards Gleichung simulieren. Ein auch in der Praxis bewährtes 1D-Modell zur physikalisch-basierten Simulation vertikaler Wasserflüsse zwischen Atmosphäre, Biosphäre und Pedosphäre ist das SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) Modell der Wageningen Environmental Research Group (Crescimanno & Garofalo 2005; Kroes et al. 2017; Noory et al. 2011), das in den Niederlanden auch in der landwirtschaftlichen Beratung zur Abschätzung und Mitigation von Runoff-Risiken eingesetzt wird. Allerdings integriert dieser Ansatz auch das Curve-Number Verfahren (CN Verfahren), ein ursprünglich vom amerikanischen Soil Conservation Service (SCS) bereits in den 1940er Jahren entwickeltes empirisches Verfahren, das die Retentionsleistung verschiedener, in hydrologische Bodengruppen eingeteilte diskrete Bodenklassen über empirisch ermittelte CN Werte als Basis für die Abflussprognose berücksichtigt (Mishra & Singh 2003; Seibert & Auerswald 2020).

Semi-distribuierte Modelle (*semi-distributed models*): Um räumliche Variationen in hydrologischen Einzugsgebieten in Simulationen zu berücksichtigen, wurden verschiedene, auf unterschiedlichen Geodatenmodellen basierende Ansätze realisiert. Bei Vektor-basierten Ansätzen stellt zunächst die Aufteilung eines Einzugsgebiets in Teileinzugsgebiete (Devia et al. 2015) sowie insbesondere die Gliederung in sog. Hydrologic Response Units (HRUs) ein sehr häufig angewendetes Konzept der räumlichen Diskretisierung von Einzugsgebieten dar. Dieses ursprünglich von Flügel (1995) eingeführte Hydrotopen-Konzept basiert auf der Grundannahme, dass die räumliche Heterogenität einer Modelldomäne durch Verschneidung räumlich diskreter Standortfaktoren (insbesondere Landnutzungs-, Boden- und Reliefeinheiten) repräsentiert werden kann. Im Ergebnis wird die Fläche eines Einzugsgebiets in unregelmäßige Elementarflächen gegliedert, die jeweils eine Kombination räumlich homogener Faktoreneigenschaften mit spezifischen Prozessdynamiken repräsentieren und unter Berücksichtigung ihrer topologischen Lagebeziehungen und der damit verbundenen räumlichen Prozessinteraktion durch Routing Routinen zu einem Gesamtmodell verknüpft werden. Aufgrund der räumlichen Diskretisierung werden diese HRU basierten Ansätze auch als semi-distribuierte Modelle (*semi-distributed models*) bezeichnet. Verglichen mit vollumfänglich räumlich gegliederten Modellen bietet das Konzept der Hydrotopengliederung den Vorteil, dass auch kleinere für die hydrologische Dynamik eines Einzugsgebiets aber möglicherweise relevante räumliche Entitäten bei vergleichsweise geringem Rechenaufwand berücksichtigt werden können (Hörmann et al. 2001). Wichtige, bereits in verschiedenen Weltregionen

für vergleichsweise große Einzugsgebiete angewendete Vertreter dieser Modellklasse sind J2000 (Nepal et al. 2014; 2021), das ursprünglich als hydrologisches Modell entwickelte Jena Adaptable Modelling System – JAMS (Kralisch & Krause 2006) und das Soil and Water Assessment Tool – SWAT (Arnold et al. 2012 ; Gassman et al. 2007), das als ArcGIS Extension eine sehr weite Verbreitung erfahren hat.

Räumlich verteilte Modelle (*distributed models*): Räumlich verteilte hydrologische Simulationen können prinzipiell auf Basis unterschiedlicher Datenmodelle wie TINs (Triangulated Irregular Networks) oder Vektordaten realisiert werden (Grayson & Blöschl 2000; Blöschl & Grayson 2002), nutzen aber weit-überwiegend Rasterdaten als Modellgrundlage. Die Favorisierung rasterbasierter Ansätze ist zunächst auf die bereits seit den 1990er Jahren wachsende Verfügbarkeit räumlich hochauflösender Digitaler Geländemodelle (DGMs) zurückzuführen, deren regelmäßige (Quadrat-) Gitterstruktur eine flächendetaillierte Abbildung von Abflussverteilung und Abflusspfaden ermöglicht. Da die heute ubiquitär verfügbaren, mit aktiven Fernerkundungssystemen generierten DEMs (Digital Elevation Models) und DSMs (Digital Surface Models) mit charakteristischen räumlichen Auflösungen von 10^3 bis 10^0 m³ auch kleinräumige orographische und topographische Merkmale repräsentieren (Conrad et al. 2015), ermöglichen diese Daten physikalisch-basierte Simulationen von Oberflächen-determinierten Abflussdynamiken auf der sub-kilometer Skala. Wie nachfolgend gezeigt nutzen aber auch konzeptionelle und konzeptionell-prozessbasierte Ansätze hochauflösende DEMs zur Parametrisierung abflussrelevanter Merkmale des Georeliefs als Grundlage für räumlich explizite Modellierungen (Ghoncepour et al. 2021).

2.2.2 Ereignisbezogene vs. kontinuierliche Modelle

Da der Rechenzeit-Bedarf mathematischer Modelle mit der Größe (Ausdehnung) der Modelldomäne sowie mit zunehmender räumlicher und zeitlicher Auflösung exponentiell wächst, waren die in den 1980er und 1990er noch eher begrenzten Computer-Kapazitäten insbesondere in der Erosionsmodellierung aber auch in der hydrologischen Modellierung mit einer gewissen Priorisierung bei der zeitlichen Modelldiskretisierung verbunden, die sich bis heute in der begrifflichen Differenzierung zwischen ereignisbezogenen (Event-basierten) und zeitlich kontinuierlichen Modellen niederschlägt.

Kontinuierliche Modelle (*continuous models*): Verschiedene Komponenten des Wasserhaushalts eines Einzugsgebiets oder eines Standortes wie insbesondere Verdunstungsraten und Bodenwasserspeicher sind durch relativ geringe inter-diurnale Schwankungen gekennzeichnet und können daher in der Modellierung durch tägliche bis stündliche Zeitschritte hinreichend beschrieben werden. In Konsequenz sind die CPU-Bedarfe bei reduzierter zeitlicher Diskretisierung relativ gering, sodass kontinuierliche Modellansätze vergleichsweise lange Modellläufe ermöglichen. Entsprechend stellt die Durchführung transienter Simulationen auf Basis langer Modellläufe einen etablierten Schwerpunkt in der empirischen Modellierung dar (Chu & Steinman 2009; Guse et al. 2019).

Ereignisbezogene Modelle (*event-based models*): Die Simulation von lateralen und vertikalen Wasserbewegungen setzt dagegen bei Einhaltung des in der numerischen Modellierung etablierten Courant-Friedrichs-Lewy (CFL) Kriteriums (Courant et al. 1928) eine hohe zeitliche Auflösung voraus, die bei hochdynamischen Abflussprozessen typischerweise im Minutenbereich liegt. Entsprechend sind ereignisbezogene, auf einzelne Niederschlags- bzw. Abflussereignisse fokussierende Simulationen eine Domäne physikalisch basierter Modelle, deren Detaillierungsgrad bei der Prozessabbildung eine sehr hohe zeitliche Auflösung notwendig macht, auch um Instabilitäten bei der Integration der zugrundeliegenden Differentialgleichungen zu vermeiden (Guse et al. 2019; Ghoncepour et al. 2021).

Allerdings ist bei dieser generalisierten Differenzierung relativierend zu berücksichtigen, dass angesichts wachsender Computer-Kapazitäten und erweiterter Möglichkeiten der Nutzung moderner High Performance Computer (HPC) Architekturen und Parallelisierungstechniken physikalisch-basierte Simulationen zumindest für begrenzte Modelldomänen auch für vergleichsweise lange Modellzeiträume durchgeführt werden können (Ghonchepour et al. 2021). Eine Übersicht charakteristischer räumlicher und zeitlicher Diskretisierungen prominenter physikalisch-basierter Modelle ist Guse et al. (2019) zu entnehmen.

2.2.3 Deterministische vs. stochastische Modelle

Diese Kategorie zur Modellklassifikation weist Redundanzen mit der nachfolgend in 2.2.4 erörterten Differenzierung zwischen empirischer und physikalisch basierter Modellbildung auf, betont aber im Unterschied zur eher epistemologisch begründeten Differenzierung zwischen konzeptionellen, konzeptionell-prozessbasierten und physikalisch basierten Modellen (vgl. 2.2.4) den unterschiedlichen Grad der Abbildung stochastischer Variationen (Ghonchepour et al. 2021), der sich wiederum auch in Unterschieden in der formal-mathematischen Modell-Formulierung niederschlägt.

Deterministische Modelle (*deterministic models*): In deterministischen Modellen werden Ursache-Wirkungsbeziehungen in hydrologischen Systemen durch physikalische Gesetze abgebildet (Shaw et al. 2010). Wichtige Impulse und Grundlagen der deterministischen Modellierung resultierten u.a. aus der Entwicklung des physikalisch basierten Infiltrationsmodells von Green & Ampt (1911), der Infiltrationstheorie von Horton (1933), sowie der Formulierung der Reynolds-Gleichungen zur Approximation turbulenter Strömungen und der Verknüpfung des Darcy Gesetzes mit der Kontinuitäts- und Massenerhaltungsgleichung in der Richards Gleichung, die eine wichtige methodische Basis für die Berechnung von Wasserbewegungen im Boden darstellt (Ferziger & Perić 2008; Durran 1999). Da deterministische Modelle räumliche oder zeitliche (hydrologische) Variationen als determinierte Prozesse betrachten, ist pro Zeitschritt und/oder räumliche Modellentität nur eine Ergebnisrealisierung möglich (Ghonchepour et al. 2021).

Stochastische Modelle (*stochastic models*): Demgegenüber betrachten stochastische Modelle hydrologische Ursache-Wirkungsbeziehungen als stochastische (bzw. stochastisch beeinflusste) Prozesse, deren räumliche und zeitliche Variabilität bzw. Heterogenität durch statistische Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen unter expliziter Berücksichtigung von Unsicherheiten (insbesondere durch die berücksichtigten Eingangsdaten) abgebildet wird. Im Unterschied zu deterministischen Modellen produzieren stochastische Modelle im Ergebnis für eine räumliche Entität oder einen Zeitpunkt kein (einzelnes) numerisches Datum, sondern probabilistische Verteilungsfunktionen als Model-Output (Ghonchepouret al. 2021).

Obgleich eine scharfe Trennung zwischen deterministischen und stochastischen Methoden nicht immer möglich ist (vgl. Obropta & Kardos 2007; Ghonchepour et al. 2021) und auch deren Kombination in sog. deterministisch-stochastischen Modellansätzen in der hydrologischen Modellierung zunehmend etabliert ist (vgl. Gelleszun 2021), kann die stochastische Modellierung generalisiert als ein Konzept der empirisch-statistischen Modellbildung betrachtet werden, während Determinismen den physikalisch basierten Prozessmodellen inhärent sind (vgl. 2.2.4).

2.2.4 Empirische vs. Physikalisch basierte Modelle

Nach der allgemeinen Modelltheorie von Herbert Stachowiak (Stachowiak 1973) ist ein Modell eine Abbildung der Wirklichkeit (Original, Realität). Die Bildung eines Modells als idealisierende Abstraktion der Realität ist mit der Auswahl einer endlichen Zahl von Attributen verbunden, die bei der quantitativen Modellbildung insbesondere in Abhängigkeit übergeordneter Forschungs- und Entwicklungsziele sowie avisierten Anwendungsoptionen, aber auch unter Berücksichtigung der Verfügbarkeit notwendiger Eingangsdaten erfolgt. Insbesondere der letztgenannte Aspekt der Datenverfügbarkeit tangiert dabei mindestens mittelbar die epistemologische Ebene der Modellbildung, und mithin die grundlegende Differenzierung zwischen empirischer und numerischer Modellierung. In der Quantitativen Hydrologie wird dieser, in allen naturwissenschaftlichen Disziplinen etablierte Dipol datengetriebener empirischer (bottom up) und numerischer (top down) Modellierungen begrifflich in der Differenzierung zwischen konzeptioneller, konzeptionell-prozessbasierter und physikalisch-basierter Modellbildung repräsentiert, um unterschiedliche Explikationsgrade bei der Abbildung adressierter hydrologischer Prozesse zu berücksichtigen. Zur (bildlichen) Charakterisierung der damit verbundenen unterschiedlichen Transparenz, mit der hydrologische Prozessdynamiken in ihrer mechanistischen Kausalität in Modellen repräsentiert werden, stellt auch die Differenzierung in black-box, gray-box und white-box Modelle ein mittlerweile etabliertes Klassifikationsprinzip dar.

Konzeptionelle Modelle (*black-box models*): Grundlagen der konzeptionellen hydrologischen Modellierung gehen zunächst auf das bereits zitierte Einheitsganglinienverfahren von Sherman (1932) und nachfolgende (Weiter-) Entwicklungen in der NA-Modellierung zurück, wurden aber auch von der Entwicklung in der Erosionsmodellierung beeinflusst. So kann bereits die auf der Musgrave Equation (Musgrave 1947) basierende, von Wischmeier und Smith (1958, 1961, 1965, 1978) formulierte Universal Soil Loss Equation (USLE) als räumlich diskretes konzeptionelles Abflussmodell betrachtet werden, da durch Kombination des Niederschlagsfaktors (USLE R – Rainfall and Runoff Factor) und des Topographie Faktors (USLE LS – Slope-Length-Gradient Factor) die kinetische Energie des Oberflächenabflusses in Abhängigkeit der Niederschlagszeitleistung und der Schlag-Geometrie für eine räumlich nicht weiter differenzierte Ackerparzelle repräsentiert wird. Dieser, in der Erosionsmodellierung als Block-Modell bezeichnete Ansatz, entspricht in der hydrologischen Modellierung Black-Box Ansätzen, in denen Abflussprozesse bzw. Abflussquantitäten eines hydrologischen Systems (z.B. eines hydrologischen Einzugsgebiets) als mathematisch-statistische Input-Output Relation in Abhängigkeit von flächenhaft aggregierten Eingangsvariablen bzw. Kenngrößen simuliert werden (vgl. 2.2.1). Black-Box Ansätze bilden daher häufig die konzeptionelle Grundlage für räumlich konzentrierte NA-Modelle (Sitterson et al. 2018). Obgleich diese Modellklasse die funktionalen Zusammenhänge zwischen meteorologischen, pedologischen und hydrologischen Dynamiken stark vereinfachend repräsentiert, werden wie im Review von Xu et al. (2017) dokumentiert, neben sehr einfachen Regressionsansätzen auch komplexere mathematische Methoden wie u.a. Artificial Neuronal Networks (ANNs) zur Ermittlung statistischer Transferfunktionen genutzt.

Unter den räumlich verteilten konzeptionellen Ansätzen stellt die DGM-basierte Parametrisierung von Oberflächeneigenschaften des Georeliefes eine wichtige Grundlage der datenbasierten Modellierung dar. Ausgehend von lokalen, aus einem begrenzten Reliefausschnitt von 3×3 Rasterzellen abgeleiteten geometrischen Reliefkenngrößen (Neigung, Exposition, Vertikalkrümmung, Horizontalkrümmung) werden mit den Methoden der Automatischen Reliefanalyse komplex-analytische Reliefparameter wie Einzugsgebietsgröße, Einzugsgebietsneigung oder Feuchteindizes ermittelt, die die relative topologische Lagebeziehung zwischen Rasterzellen in einem größeren Gebietsausschnitt (z.B. einem Einzugsgebiet) berücksichtigen (Moore et al. 1991; Böhner et al. 2003; Conrad et al. 2015). Dieser konzeptionelle Ansatz

der topographischen Index-Bildung zur vereinfachten reliefimmanenten Approximation von Abflussverteilung, Abflusskonzentration und hydraulischen Gradienten ist u.a. in der TOPMODEL Methodik integriert, und ermöglicht insbesondere eine räumlich diskretisierte Differenzierung zwischen direkt-abflusswirksamen und weniger (oder nicht) abflusswirksamen Flächen eines Einzugsgebiets (Beven et al. 1994; Hörmann et al. 2001; Beven, K.J. & Freer, J. 2001; Beven 2020a).

TOPMODEL ist allerdings kein geschlossenes Simulationsmodell, sondern eine modular organisierte, mittlerweile in verschiedenen GIS Systemen wie SAGA, GRASS GIS und ArcGIS implementierte Sammlung von Routinen zur räumlich verteilten Repräsentation hydrologischer Prozesse und Quantitäten (Beven 1997; 2012). Da die modular organisierte offene Programmstruktur auch quantitative Simulationen von Direktabfluss und weiteren hydrologischen Komponenten z.B. auf Basis konzeptioneller Speicheransätze ermöglicht (vgl. Hörmann et al. 2001), können diese Modellanwendungen bereits als konzeptionell-prozessbasierten Ansätze klassifiziert werden (Beven & Freer 2001; Beven 2020b). Eine Übersicht über die Historie von TOPMODEL sowie die Entwicklung dieser erweiterten Anwendungsspektren ist Beven (2020b) zu entnehmen.

Konzeptionell-prozessbasierte Modelle (*gray-box models*): Die Grundidee konzeptionell-prozessbasierter Ansätze besteht darin, physikalische Prozesse durch vereinfachende Näherungsgleichungen zu repräsentieren um mit relativ wenigen Parametern flächen- und zeitdifferenzierte Daten zur Abflussdynamik und Feuchteverteilung zu gewinnen. Verglichen mit physikalisch basierten Modellen ist die reduzierte Komplexität dieser, auch als gray-box Modelle bezeichneten Ansätze mit entsprechend reduzierten Rechenzeiten sowie insbesondere geringeren Ansprüchen an die notwendigen Eingangsdaten verbunden und stellt daher einen probaten Ansatz dar, um die räumliche und zeitliche Diskretisierung an die Eingangsdatenlage anzupassen. Neben räumlich konzentrierten NA-Modellen (Sitterson et al. 2018) wurden konzeptionell-prozessbasierte Ansätze insbesondere bei der Realisierung semi-distribuerter Modelle wie PRMS (Flügel 1995), TOPMODEL (Devia et al. 2015), SWAT (Beven 2012; Arnold et al. 2012) und J2000 (Nepal et al. 2014, 2021) verfolgt, da die Flächendifferenzierung in Hydrotopen eine gewisse konzeptionelle Vereinfachung hydrodynamischer Prozesse notwendig macht.

Ein Beispiel für ein vollumfänglich räumlich verteiltes Modell stellt dagegen das Runoff Generation Research Model (RoGeR) der Universität Freiburg dar (Steinbrich et al. 2016). Dieses ursprünglich als bodenhydrologisches Simulationstool entwickelte konzeptionell-prozessbasierte Modell umfasst mittlerweile verschiedenste Modellvarianten, um die je nach Forschungs- und Anwendungskontext unterschiedlichen Anforderungen an die raum-zeitliche Diskretisierung berücksichtigen zu können. Da bei räumlich und zeitlich hochaufgelösten Simulationen von Abflussbildung, Abflusskonzentration, Infiltration, Interflow und Tiefenperkolation in den Modellderivaten RoGeR_Dyn und RoGeR_WB_Dyn auch physikalische Determinismen im Modellcode integriert sind, kann RoGeR auch bereits als physikalisch basiertes Modell klassifiziert werden.

Physikalisch-basierte Modelle (*white-box models*): Hydrologische Prozesse unterliegen physikalischen Gesetzmäßigkeiten und können als solche auch mit Hilfe physikalischer Gesetze beschrieben bzw. in Modellen durch physikalische Gesetze approximiert werden. Der wohl erfolgreichste Vertreter physikalisch basierter hydrologischer Modelle im deutschsprachigen Raum ist das seit 1994 von Jörg Schulla entwickelte Wasserhaushalts-Simulationsmodell der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich (WaSiM-ETH). Wurde die erste TOPMODEL basierte Version noch als konzeptionell-prozessbasiertes Modell realisiert, so priorisieren nachfolgende Entwicklungen seit 1996 physikalisch basierte Ansätze (Schulla & Jasper 1998). Das gilt insbesondere für vertikale Wasserflüsse, die prinzipiell in flexibler räumlicher Diskretisierung und beliebiger zeitlicher Auflösung berechnet werden können,

während bei der Simulation lateralen Abflusskomponenten auch konzeptionelle Ansätze wie Linear-speicher-kaskaden berücksichtigt werden. Zum heutigen Stand hat sich WaSiM-ETH (Modellversion II) zu einem umfänglichen Modellsystem entwickelt, das verschiedene Tools und Hilfsmittel zur Pre- und Post-Prozessierung von Input- und Output Daten (z.B. Grid-Bearbeitungsprogramme, Visualisierungstools und verschiedene Interpolationsroutinen zur Generierung meteorologischer Eingangsdaten) bereitstellt, und durch flexible Anpassungen an unterschiedliche Datenverfügbarkeiten ein breites Anwendungsspektrum abdeckt (Bronstert et al. 2012; Garambois et al. 2013; Warscher et al. 2013)). Auch in der Erosionsmodellierung wurden physikalisch-basierte Ansätze realisiert, in denen der Oberflächenabfluss zumeist auf Grundlage von Rasterdaten räumlich verteilt als dynamischer Antriebsfaktor lateraler Denudations-, Transport- und Akkumulationsprozesse abgebildet wird. Wichtige Vertreter sind u.a. EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator; Williams et al. 1990; Izaurralde et al. 2006) EUROSEM (EUROpean Soil Erosion Model; (Morgan et al. 1998a; 1998b) und Erosion 3D (Werner 1995, Routschek et al. 2014), deren GIS Schnittstellen auch die Dissemination und Anwendung in der landwirtschaftlichen Beratungspraxis unterstützen (Schmidt et al. 1999; Werner 1995). Mit der Weiterentwicklung des EPIC-Modells vom ursprünglichen Erosion Productivity Impact Calculator der 1990er Jahre, zum Environmental Policy Integrated Climate Model (Izaurralde et al. 2006; Lychuk et al. 2014) wird schließlich ein generischer Anwendungsanspruch von EPIC formuliert, der – deutlich über die physikalisch basierte Prozessmodellierung hinausgehend – auch Anwendungsoptionen in der Klimafolgenforschung adressiert, und damit die zunehmende Differenzierung in der Modellentwicklung sowie die damit verbundene Diversifizierung von Anwendungsoptionen numerischer Modelle repräsentiert.

3. Modellstruktur, Daten und Methoden

Kapitel 3 gibt eine Übersicht über den aktuellen Stand der Modellentwicklung und Implementierung. In 3.1 werden zunächst die wesentlichen Modellkomponenten und Datengrundlagen in Übersicht beschrieben um darauf aufbauend in den nachfolgenden Kapiteln jeweils spezifische Methoden und Modellkomponenten zur Simulation von Niederschlags-, Bodenfeuchte und Anbauszenarien (Kapitel 3.2) sowie zur Modellierung und vergleichenden Bewertung von Runoff-Minderungsmaßnahmen vorzustellen (Kapitel 3.3). Diese Gliederung bildet später in Kapitel 4 auch die inhärente Struktur der Ergebnispräsentation und Diskussion.

3.1 Anforderungen, Modellkomponenten und Geobasisdaten

Bezugnehmend auf den einfürend benannten Projektkontext, sollte zur Realisierung des ‚Gewässerschutzberaters‘ ein Modellkonzept entwickelt werden, das eine bundesweit einheitliche, flächendifferenzierte Modellierung von Runoff-Risiken ermöglicht. Angesichts dieser durchaus ambitionierten Zielsetzung wurden vor dem Hintergrund der in Kapitel 2 vorgestellten prinzipiellen alternativen zur Modellierung von Oberflächenabfluss umfängliche konzeptionelle Vorüberlegungen angestellt, die in 3.1.1 reflektiert werden um das nachfolgend vorgestellte Modellsetup (3.1.2) sowie die Auswahl der in der Modellierung berücksichtigten Geobasisdaten (3.1.3) zu begründen.

3.1.1 Konzeptioneller Rahmen und Modellanforderungen

Bei den in Kapitel 2 zitierten Modellen steht weitüberwiegend die Simulation von Abflusss dynamiken in Fließgewässern im Vordergrund der Modellierung, sodass Oberflächenabfluss – soweit explizit berücksichtigt – zumeist als räumlich aggregierte Komponente des Direktabflusses in räumlich konzentrierten oder auch semi-distribuierten Ansätzen in die Modellierung von Abflussganglinien eingeht. Räumlich verteilte konzeptionell-prozessbasierte und physikalisch-basierte Modelle leisten dagegen als zumeist raster-basierte Ansätze eine flächendifferenzierte Simulation des Oberflächenabflusses, wobei allerdings die Komplexität und der damit verbundene Explikationsgrad durch die Größe der Modelldomäne, sowie die räumliche und zeitliche Diskretisierung determiniert ist.

Ogleich, wie in 2.1.2 dargelegt, wachsende Computer-Kapazitäten und die Möglichkeiten einer Modelleinbettung in HPC Architekturen die Durchführbarkeit komplexer Simulationen maßgeblich verbessert und erweitert haben, stellt der Rechenzeitbedarf nach wie vor einen limitierenden Faktor für die räumliche, und/oder zeitliche Detaillierung dar (vgl. Böhner 2020) und schlägt sich mithin auch in modellspezifischen Priorisierungen räumlicher Skalen, Domänengrößen und Simulationslängen nieder. Dieser Aspekt wird in der vergleichenden Modell-Evaluation von Guse et al. (2019) deutlich, wonach bei wachsender Komplexität des gewählten Ansatzes Kompromisse zwischen der zeitlichen Auflösung und der Länge der Simulationsperiode bzw. zwischen räumlicher Detaillierung und Größe der Modelldomäne gemacht werden. Ogleich diese Kompromisse teilweise bereits in den unterschiedlichen Modellderivaten von z.B. RoGeR oder WaSIM-ETH implizit eingepreist sind, ist eine für konkrete Planungszwecke operationalisierbare, räumlich sehr hochauflösende Modellierung von Abflussrisiken für das gesamte Staatsgebiet der Bundesrepublik Deutschland mit räumlich verteilten, prozess- oder physikalisch basierten Modellansätzen kaum realistisch.

Eine weitere, mittelbar mit Rechenzeitbedarfen verknüpfte kritische Ressource für die Realisierung und Anwendung komplexer Simulationsmodelle stellen die notwendigen Eingangsdaten dar. Während zumindest die Verfügbarkeit von qualitativ hochwertigen, mit aktiven Fernerkundungssystemen generierten DEMs relativ unkritisch ist, setzt eine dynamische, zeitlich hochauflösende Modellierung unter Einhaltung des CFL-Kriteriums (Courant et al. 1928) eine entsprechende zeitliche Auflösung bei den meteorologischen Antriebsdaten voraus, die in Deutschland nur für ein begrenztes Kollektiv von DWD-Stationen vorgehalten werden (vgl. 3.2.1). Lediglich beim Niederschlag stehen flächenhafte, 1 km² aufgelöste Radarprodukte in unterschiedlichen zeitlichen Diskretisierungen für den Zeitraum 2001 bis 2020 für Modellanwendungen zur Verfügung (Winterrath et al. 2018).

Besonders kritisch stellt sich die Datenverfügbarkeit beim hydrologisch sehr relevanten Standortfaktor Boden dar, dessen vertikale, von transienten bodengenetischen Prozessen abhängige Horizontierung alle bodenhydrologischen Prozesse und Pedotransferfunktionen (PTFs) determiniert, sodass z.B. eine dynamische, auf der Richards-Gleichung basierende Simulation von Wasserbewegungen in der gesättigten Bodenzone eine mit der detaillierten vertikalen Modell-Diskretisierung des Bodenkörpers konsistente Repräsentation pedophysikalischer Eigenschaften der unterschiedlichen Bodenhorizonte notwendig macht. Da Bodendaten selbst in der Bundesrepublik, mit einer vergleichsweise guten Geodatenbasis, bundesweit einheitlich nur als Vektordaten der relativ kleinmaßstäbigen Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200) verfügbar sind, konterkariert die generalisierte, z.T. nur durch Leitbodenprofile repräsentierte vertikale Bodengliederung die aktuellen Möglichkeiten physikalisch basierter Simulationen.

Vor dem Hintergrund gesetzlicher Regelungen stellt sich schließlich auch die adäquate digitale Abbildung der für Abflussbildung und Abflussdynamik sehr relevanten Nutzungsdifferenzierung als sehr problematisch dar. Zwar steht mit der Zentralen InVeKoS Datenbank (ZID) prinzipiell ein zentrales Datenportal mit Flächennutzungsdaten und Schlag-Geometrien für das gesamte Bundesgebiet zur Verfügung, allerdings kann dieses Tool derzeit nur zur Meldung und Dokumentation von Zahlungsansprüchen im Rahmen der Basisprämienregelung genutzt werden. Eine insbesondere für kontinuierliche Modellsimulationen sehr wünschenswerte Verwendung dieser hinterlegten Daten ist aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht möglich, sodass sich lange Simulationen zumeist auf ausgewählte Domänen mit speziell für diese Modellanwendungen recherchierten, flächendifferenzierten Angaben über Anbaufrüchte, Aussaat- und Erntetermine, Bodenbearbeitung etc. beschränken und daher eher exemplarischen Charakter haben (vgl. Böhner et al. 2003; Wendland et al. 2016; Böhner 2020).

Unter Berücksichtigung von Rechenzeitbedarfen und Datenverfügbarkeiten wurde für den Gewässerschutzberater ein Modellansatz realisiert, der konzeptionelle und konzeptionell-prozessbasierte Komponenten integriert, um unter vertretbarem Rechenaufwand eine bundesweit einheitliche, räumlich sehr hochauflösende Erfassung von Runoff-Risiken auf Basis ubiquitär verfügbarer Geobasisdaten zu ermöglichen. Unter Berücksichtigung der in Kapitel 1 benannten übergeordneten Forschungs- und Entwicklungsziele, des kontextuellen Rahmens der Modellentwicklung und der avisierten Implementierung in eine Web-GIS Umgebung ergeben sich folgende konkrete Anforderungen an das Modellkonzept:

1. **Räumliche Auflösung:** Das Modellkonzept sollte eine flächendifferenzierte Abbildung von Runoff-Risiken ermöglichen, um Quellen, Abflusspfade und Eintrittspfade in potentiell gefährdete Fließ- und Stillgewässer räumlich explizit identifizieren zu können

2. **Saisonale Differenzierung:** Das Modellkonzept sollte eine jahreszeitlich differenzierte Abbildung von Runoff-Risiken ermöglichen, um gezielt Anbaufrüchte oder Fruchtfolgen identifizieren zu können, die mit einem geringeren Runoff-Risiko verbunden sind.
3. **Minderungsmaßnahmen:** Das Modellkonzept sollte eine möglichst objektivierte Analyse der Effizienz von Runoff-Minderungsmaßnahmen ermöglichen, um Handlungsoptionen zur Reduktion von Runoff-Risiken konkretisieren zu können
4. **Übertragbarkeit:** Das Modellkonzept sollte eine objektivierte Erfassung von Runoff-Risiken unter Berücksichtigung der wichtigsten standörtlichen Prozessdeterminanten auf Basis bundesweit einheitlicher Geobasisdaten ermöglichen
5. **Flexibilität:** Das Modellkonzept sollte eine Anpassung der zeitlichen Diskretisierung an die Niederschlagsverhältnisse ermöglichen um sowohl kontinuierliche Simulationen über längere Zeiträume) als auch ereignisbezogene Simulationen durchführen zu können
6. **Performanz:** Das Modellkonzept sollte eine performante, von komplexen Server- oder HPC-Architekturen unabhängige Modellierung von Runoff-Risiken in vertretbarer Rechenzeit ermöglichen
7. **Anwendbarkeit:** Das Modellkonzept sollte Standard GIS-Routinen in performante Web-GIS Anwendungen integrieren, um die Dissemination des Modellkonzeptes und mithin dessen Anwendbarkeit sicherzustellen
8. **Physikalische Konsistenz:** Das Modellkonzept sollte physikalisch konsistente Simulationen von Abflussbildung, Verteilung und zeitlicher Dynamik unter Berücksichtigung der wichtigsten beteiligten Prozesse ermöglichen

Die ausdrückliche Berücksichtigung der Physikalischer Konsistenz im Anforderungsprofil ist allerdings mit Zielkonflikten mit anderen Positionen (insbesondere ‚räumliche Auflösung‘, ‚Performanz‘ und ‚Anwendbarkeit‘) verbunden, die bei der Modellentwicklung Priorisierungen und Kompromisse notwendig gemacht haben und in der nachfolgenden Übersicht über die Modellstruktur berücksichtigt sind. Eine ausführliche Beschreibung des Modellkonzeptes ist Wendland et al. (2016) zu entnehmen.

3.1.2 Modellstruktur und Modellkomponenten

Unter Berücksichtigung des Anforderungsprofils wurde bei der Modellentwicklung ein hybrides Konzept verfolgt, das Bodenwasserbilanzen und vertikale bodenhydrologische Prozesse und Abflussbildung vereinfachend durch konzeptionelle Ansätze annähert, während für die Modellierung lateraler Abflussprozesse auch prozessbasierte Ansätze berücksichtigt wurden. In den nachfolgenden Beschreibungen der einzelnen Modellkomponenten werden in der mathematischen Notation raumzeitlich variable Größen jeweils mit Großbuchstaben gekennzeichnet, wobei das Subskript die zeitliche Diskretisierung angibt. Konstanten bzw. bodenspezifische Kenngrößen werden mit Kleinbuchstaben bezeichnet während jahreszeitlich variable Parameter durch eine Kombination von Groß- und Kleinbuchstaben gekennzeichnet sind. Soweit nicht anders beschrieben sind alle Modellkomponenten in der aktuellen SAGA GIS Version 8.3.0 implementiert. Eine Übersicht über die Systemarchitektur und das Anwendungsspektrum von SAGA GIS ist Conrad et al. (2015) zu entnehmen.

Bodenwassergehalt: Die Bestimmung von Bodenwassergehalten erfolgt im Standard-Setup für einen mehrjährigen, kontinuierlichen Modellauf in täglicher Auflösung. Nach [01] wird der Bodenwassergehalt (SWS_d) für jede Rasterzelle vereinfachend als Bilanzgröße in Abhängigkeit von Infiltration (INF_d), Grasreferenzverdunstung (ETO_d), Bodenwassergehalt des Vortags (SWS_{d-1}) und Gravitationswasserabflusses (GWF_d) angenähert. Zum Einschwingen des Modells wird der Dezember des Vorjahres (vor dem ersten Modelljahr) berücksichtigt, wobei für den 01. Dezember eine wintertypische Aufsättigung angenommen wird, sodass der Bodenwassergehalt (SWS_1) mit der Feldkapazität (sfc) des betreffenden Bodens initialisiert wird. Für die Bestimmung der potentiellen und aktuellen Evapotranspiration stehen in SAGA unterschiedliche, je nach Datenverfügbarkeit anwendbare Methoden wie u.a. die Verfahren nach Thornthwaite (1948), Haude (1954), Turc (1961), Hargreaves (1985) und Allen et al. (1994) zur Verfügung. Konsistent mit den Szenarien-Rechnungen in 3.2.2 ist in Gleichung [01] die Grass-Referenz-Verdunstung nach Allen et al. (1994) berücksichtigt. Dieses von der FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations) empfohlene Derivat der von Monteith (1965) modifizierten halbempirischen Penman-Gleichung (Penman 1948) berechnet Evapotranspirationsraten für eine standardisierte, 12 cm hohe Grasoberfläche mit einer Albedo von 0.23, einem Bestandswiderstand von 70 s m^{-1} und einem aerodynamischen Widerstand von $208 \text{ v s}^{-1} \text{ m}^{-1}$ (für Ableitungen und Randbedingungen der FAO-Penman-Monteith Gleichung, siehe Böhner 2004). Die Randbedingung einer isotropen Grasoberfläche ignoriert also zunächst unterschiedliche Flächennutzungen, bietet aber den Vorteil einer einfachen Integration von Vegetationskoeffizienten (Kc Faktoren) zur Bestimmung der Aktuellen Evapotranspiration für unterschiedlichen Anbaufrüchte, Fruchtfolgen und Bewirtschaftungsformen (vgl. 3.2.2).

$$[01] \quad SWS_d = SWS_{d-1} + INF_d - ETO_d \left(\frac{SWS_{d-1}}{sfc} \right) - GWF_d \quad (pwp \leq SWS_d \leq sfc)$$

SWS_d = Bodenwassergehalt [mm], SWS_{d-1} = Bodenwassergehalt des Vortags [mm], INF_d = Infiltration [mm d⁻¹], ETO_d = Grasreferenzverdunstung [mm d⁻¹], GWF_d = Gravitationswasserabfluss [mm d⁻¹]

Infiltration: Die Menge des pro Zeiteinheit in den Bodenkörper infiltrierten Wassers hängt ab vom Niederschlag (PRE) und der Menge des Oberflächenzuflusses topologisch benachbarter, höhergelegener Geländeabschnitte, die durch die betreffende Rasterzelle entwässern. Eine räumlich differenzierte Quantifizierung der letztgenannten Größe setzt allerdings eine vollständig dynamische Simulation voraus und wird daher bei kontinuierlicher Modellierung zunächst ignoriert, sodass nur die Niederschlagssumme in die Berechnung eingeht. Wie in [03] und [04] angegeben, ist die Menge des infiltrierten Tagesniederschlags limitiert durch das Sättigungsdefizit und die maximale Infiltrationskapazität des Bodens (sic). Liegt die Niederschlagszeitleistung unter dieser Infiltrationskapazität und ist gleichzeitig geringer als das Sättigungsdefizit des betreffenden Bodens ergibt sich INF_d direkt aus der Niederschlagstagesumme (PRE_d). Da die Infiltrationskapazität von Böden, umgerechnet auf 24 Stunden auch bei stärkeren Niederschlagsereignissen typischerweise über der Niederschlagstagesumme liegt und erst bei stündlicher Niederschlagsauflösung limitierend wirkt, erfolgt die Berechnung von INF_d bei Starkregen sowie bei ereignisbezogenen Simulationen und Szenarienrechnungen nach [05] bis [08] in stündlicher Auflösung.

$$[02] \quad INF_d = PRE_d \quad \text{für } PRE_d \leq sfc - SWS_d \text{ und } PRE_d \leq sic$$

$$[03] \quad INF_d = sfc - SWS_d \quad \text{für } PRE_d \geq sfc - SWS_d \text{ und } PRE_d \leq sic$$

$$[04] \quad INF_d = sic \quad \text{für } PRE_d \geq sic$$

$$[05] \quad INF_d = \sum_{h=1}^{24} INF_h$$

$$[06] \quad INF_h = PRE_h \quad \text{für } PRE_h \leq sfc - SWS_h \text{ und } PRE_h \leq sic$$

$$[07] \quad INF_h = sfc - SWS_h \quad \text{für } PRE_h \geq sfc - SWS_h \text{ und } PRE_h \leq sic$$

$$[08] \quad INF_h = sic \quad \text{für } PRE_h \geq sic$$

INF_d = Infiltration pro Tag [mm d⁻¹], PRE_d = Tagesniederschlag [mm d⁻¹], SWS_d = Bodenwassergehalt an Tag d [mm], sfc = Feldkapazität [mm], INF_h = Infiltration pro Stunde [mm h⁻¹], PRE_h = Stundenniederschlag [mm h⁻¹], SWS_h = Bodenwassergehalt in Stunde h [mm], sfc = Feldkapazität [mm], sic = Infiltrationskapazität [mm h⁻¹ | mm d⁻¹]

Die Berechnung der Infiltrationskapazität (sic) nach [09] basiert auf experimentell ermittelten textur- und neigungsspezifischen Angaben zur hydraulischen Leitfähigkeit des United States Department of Agriculture (USDA 1985). Diese nach dem US-Amerikanischen Klassifikationsschema für unterschiedliche Bodentexturen systematisierten Angaben bieten den Vorteil, dass auch der Einfluss der Hangneigung auf die Infiltration berücksichtigt ist. Darüber hinaus beschränken sich die Angaben nicht explizit auf die gesättigte Wasserleitfähigkeit, so dass die, für die Bildung von Oberflächenabfluss kritische, durch noch luftgefüllte Porenräume gehemmte Perkolation in der ungesättigten Bodenzone abgebildet wird. Entsprechend sind die Angaben der USDA (1985) zwar eng mit den gesättigten Leitfähigkeiten der KA5 (AG Boden 2005) korreliert, liegen aber systematisch unter diesen kf-Werten (vgl. 2.1.1).

Zur besseren Operationalisierbarkeit in Modellanwendungen wurden die diskreten tabellarischen Angaben durch eine kontinuierliche empirische Funktion approximiert, die die Infiltrationskapazität (sic) in Abhängigkeit der Bodentextur und Hangneigung annähert. Wie in Abbildung 1 dargestellt werden die Angaben der USDA (1985) in guter Näherung durch Gleichung [09] reproduziert.

$$[09] \quad sic = EXP \left(3.5 - 0.05\beta - 1.93 \left(\frac{scf+1}{ssf+1} \right)^{smd} \right)$$

sic = Infiltrationskapazität [mm h⁻¹], β = Neigung [°], scf = Tonanteil [%], ssf = Sandanteil [%], smd = Median der Körnungsdurchmesser des Feinbodens [mm]

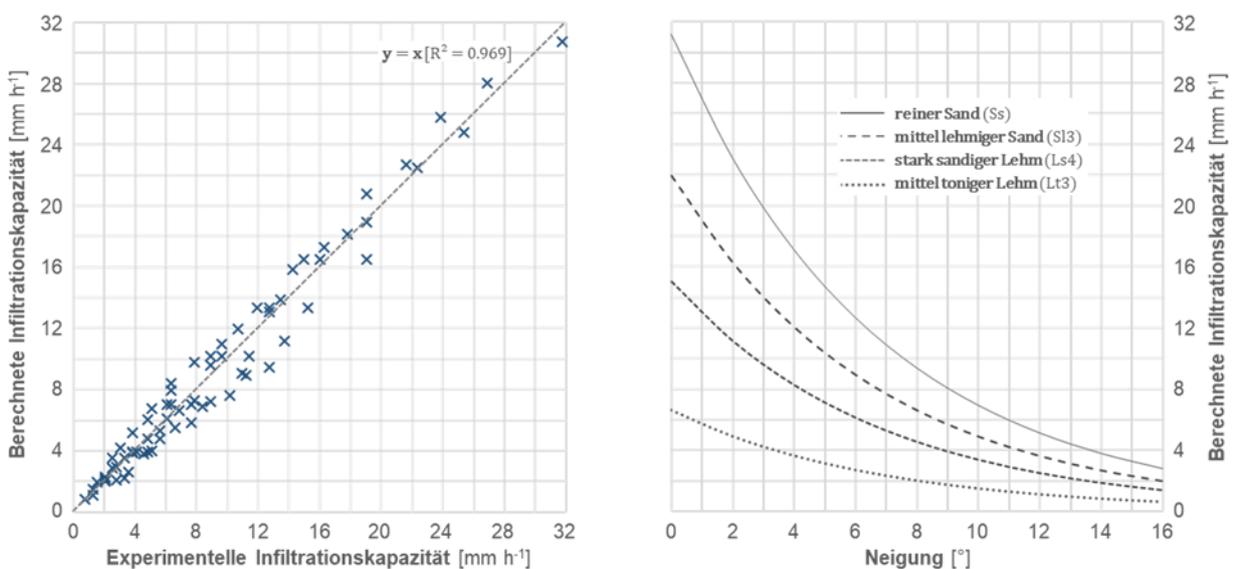


Abb. 1: Experimentelle Infiltrationskapazität nach Angaben aus USDA (1985) und berechnete Infiltrationskapazität nach [09] (links) – Infiltrationskapazität ausgewählter Bodenarten-Untergruppen bei unterschiedlichen Hangneigungen (rechts).

Gravitationswasserabfluss: Während die Tiefenperkolation bei grundwassergeprägten hydromorphen Böden durch hoch anstehendes Grundwasser limitiert ist, stellt diese Größe bei nicht hydromorphen Böden eine für die Bodenwasserbilanz relevante Quantität dar (Raissi & Sponagel 1987; Renger 1986; Renger et al. 2020). In der Modellierung wird diese Wassermenge, die pro Zeitintervall einen Bodenkörper mit definierter vertikaler Solummächtigkeit (ssd) als Sickerwasser gravitativ verlässt nach [10] durch den Gravitationswasserabfluss (GW_{Fd}) abgebildet. Dessen Berechnung basiert auf einem ursprünglich von (Glugla 1969) eingeführten empirischen Ansatz zur vereinfachten Bodenwasserhaushaltsmodellierung, der die vom Bodenwassergehalt, der Bodenstruktur und der kinematischen Viskosität des Wassers abhängige Tiefenperkolation auf Basis des Glugla-Faktors annähert (Bräuning 2000). Dieser auch als Glugla-Koeffizient bezeichnete Faktor wird nach [11] als empirische Funktion der Luftkapazität (sac) berechnet. Die Luftkapazität des Bodens (sac), d.h. der bei Feldkapazität eines Bodens noch mit Luft gefüllte Porenraum ist wiederum eine texturabhängige Größe und wird mit einer Pedotransferfunktion auf Basis der Ton-, Schluff- und Sandanteile des Feinbodens nach Bräuning (2000) abgeschätzt. Die Solummächtigkeit des Bodens kann bei entsprechender Datenlage kontinuierlich abgebildet werden. Angesichts der hier avisierten Modellanwendungen für landwirtschaftlich genutzte Flächen und dem besonderen Fokus auf die Runoff-Disposition wird die Solummächtigkeit im Standard-Setup mit 1000 mm angegeben.

$$[10] \quad GW_{Fd} = sgf (SWC_{d-1} - spw)^2 \frac{1}{ssd^2}$$

$$[11] \quad sgf = 1692.6 e^{0.0793sac}$$

GW_{Fd} = Gravitationswasserabfluss [mm d⁻¹], sgf = Glugla Faktor, SWC_{d-1} = Bodenwassergehalt des Vortags [mm], sac = Luftkapazität des Bodens [mm], ssd = Solummächtigkeit des Bodens [mm]

Infiltrationsüberschuss: Wie schon bei der Infiltration wird der Infiltrationsüberschuss bei kontinuierlicher Modellierung auf Basis der Wasserbilanz in täglicher, bzw. bei Starkregen in stündlicher Auflösung berechnet. Entsprechend zitieren die nachfolgenden Berechnungsvorschriften [12] bis [17] anteilig die bereits bei der Infiltration angegebenen Bilanzgleichungen [02] bis [08]. Bei stündlicher Auflösung wird im kontinuierlichen Modelllauf sowie bei Ereignisbezogenen Simulationen und Szenarienrechnungen zwischen Infiltrationsüberschuss bei Bodensättigung [16] und Infiltrationsüberschuss aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität [17] differenziert, um die Initialisierung von Sättigungsabfluss und Horton Abfluss getrennt abzubilden.

$$[12] \quad IXT_d = PRE_d - (sfc - SWS_{d-1}) \quad \text{für } PRE_d \geq sfc - SWS_{d-1}$$

$$[13] \quad IXT_d = PRE_d - sic \quad \text{für } PRE_d \geq sic$$

$$[14] \quad IXT_d = \sum_{h=1}^{24} IXT_h$$

$$[15] \quad IXT_h = ISX_h + IXH_h$$

$$[16] \quad IXS_h = PRE_h - (sfc - SWS_{h-1}) \quad \text{für } PRE_h \geq sfc - SWS_{h-1}$$

$$[17] \quad IXH_h = PRE_h - sic \quad \text{für } PRE_h \geq sic$$

IXT_d = Infiltrationsüberschuss pro Tag [mm d⁻¹], PRE_d = Tagesniederschlag [mm d⁻¹], SWS_{d-1} = Bodenwassergehalt des Vortags [mm], sfc = Feldkapazität [mm], IXT_h = Infiltrationsüberschuss pro Stunde [mm h⁻¹], IXS_h = Infiltrationsüberschuss pro Stunde aufgrund von Aufsättigung [mm h⁻¹], IXH_h = Infiltrationsüberschuss pro Stunde aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität [mm h⁻¹], PRE_h = Stundenniederschlag [mm h⁻¹], SWS_{h-1} = Bodenwassergehalt in Stunde h-1 [mm], sic = Infiltrationskapazität [mm h⁻¹ | mm d⁻¹]

Oberflächenabfluss: Auf Basis des für jede Rasterzelle berechneten Infiltrationsüberschusses wird im weiteren Verfahren die Runoff-Disposition mit Methoden der lokalen und komplex-analytischen Reliefparametrisierung angenähert. Die Approximation der lokalen Reliefgeometrie (Neigung, Exposition) erfolgt nach der Finite-Differenzen-Methode von Zevenbergen & Thorne (1987), kann optional aber auch nach anderen Verfahren berechnet werden. Im Unterschied zu diesen lokalen Reliefparametern stellen komplex-analytische Reliefparameter nach Speight (1974) abstrakte, nicht mehr unmittelbar im Gelände messbare Kenngrößen dar, die einen größeren Raumbezug herstellen und damit den Bereich des Reliefs identifizieren, der mit einem Punkt (einer Rasterzelle) in Prozessinteraktion steht. Die Parametrisierung von Abflussprozessen basiert typischerweise auf dem Einzugsgebiet, das für jede Rasterzelle mit der *Multiple-Flow-Direction* (MFD) Methode nach Freeman (1991) identifiziert wird. Die MFD Routingroutine leistet eine neigungsgewichtete Übergabe von Abflussquantitäten einer Quell rasterzelle an alle topologisch tieferliegenden Nachbarzellen und ermöglicht damit im Unterschied zu unidirektionalen Routingroutinen eine Abbildung konvergenter und divergenter Abflussmuster. Da diese Methode in Geographischen Informationssystemen heute eine etablierte Standard-Routine darstellt, wird auf eine Angabe der zugrundeliegenden Berechnungsvorschriften verzichtet.

Auf Grundlage des für jede Rasterzelle identifizierten Einzugsgebiets kann sowohl das Gesamtvolumen des Infiltrationsüberschusses des Einzugsgebiets einer Rasterzelle [18] sowie der flächengemittelte Infiltrationsüberschuss des Einzugsgebiets der betreffenden Rasterzelle als inversdistanz-gewichtetes Arithmetisches Mittel [19] berechnet werden. Bei Starkregenereignissen sowie Ereignisbezogenen Simulationen und Szenarien-Rechnungen erfolgt die Modellierung wiederum in stündlicher Auflösung, wobei dann zwischen Infiltrationsüberschuss aufgrund von Aufsättigung [22] und Infiltrationsüberschuss aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität [23] differenziert wird. Da die Berechnung dieser Quantitäten von einer impermeablen Geländeoberfläche ausgeht, leistet dieser Ansatz zunächst nur eine erste, wenn auch bereits flächendifferenzierte Repräsentation der Runoff-Disposition deren räumliche Verteilungsmuster insbesondere durch die Orographie aber auch durch die Bodeneigenschaften determiniert sind.

$$[18] \quad CXT_d = \sum_{g=1}^n IXT_{dg}$$

$$[19] \quad CXT_d = \sum_{h=1}^{24} CXT_h$$

$$[20] \quad CXA_d = \frac{\sum_{g=1}^n IXT_{dg} d_g^{-1}}{\sum_{g=1}^n a^2 d_g^{-1}}$$

$$[21] \quad CXT_h = CXS_h + CXH_h$$

$$[22] \quad CXS_h = \sum_{g=1}^n IXS_{hg}$$

$$[23] \quad CXH_h = \sum_{g=1}^n IXH_{hg}$$

CXT_d = akkumulierter Infiltrationsüberschuss des Einzugsgebiets pro Tag [mm d⁻¹], IXT_{dg} = Infiltrationsüberschuss der Quell rasterzelle g pro Tag [mm d⁻¹], CXA_d = flächengemittelter Infiltrationsüberschuss des Einzugsgebiets pro Tag [mm d⁻¹m⁻²], a = Rasterweite [m], d_g = Distanz der Quell rasterzelle g zur Ziel rasterzelle [m], CXT_h = akkumulierter Infiltrationsüberschuss des Einzugsgebiets in Stunde h [mm h⁻¹], CXS_h = akkumulierter Infiltrationsüberschuss aufgrund von Aufsättigung in Stunde h [mm h⁻¹], CXH_h = akkumulierter Infiltrationsüberschuss aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität in Stunde h [mm h⁻¹], IXS_{hg} = Infiltrationsüberschuss der Quell rasterzelle g aufgrund von Aufsättigung in Stunde h [mm h⁻¹], IXH_{hg} = Infiltrationsüberschuss der Quell rasterzelle g aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität in Stunde h [mm h⁻¹]

Die bis hierher vorgestellte kontinuierliche Modellierung über einen längeren Zeitraum (hier: 2008 bis 2018) dient insbesondere als Referenzlauf für die monatlich differenzierte Bestimmung von Bodenfeuchte-Perzentilen, die im weiteren Verfahren zur Initialisierung der Bodenwassergehalte bei den in 3.2 beschriebenen Szenarien-Rechnungen berücksichtigt werden. Darüber hinaus liefern die Ergebnisse des kontinuierlichen Modelllaufs aber auch eine erste geeignete Datenbasis für eine räumlich und saisonal differenzierte Abbildung der zunächst von der Bewirtschaftungsweise unbeeinflussten Runoff-Disposition in Abhängigkeit der hydrometeorologischen, pedophysikalischen und orographischen Bedingungen und ermöglicht damit eine räumlich explizite Identifikation von gegenüber Runoff-Risiken besonders exponierten Flächen, Abflusspfaden und tangierten Still- und Fließgewässern (vgl. 4.1).

3.1.3 Datenbasis

Die Datengrundlage für den kontinuierlichen Modelllauf umfasst meteorologische Antriebsdaten, Bodeninformationen sowie Topographische Basisdaten, die nachfolgend in Übersicht vorgestellt werden. Spezifische Datenbedarfe für Szenarienrechnungen, wie insbesondere Angaben zu Anbaufrüchten und Bewirtschaftung sowie deren Prozessierung und Parametrisierung werden nachfolgend in 3.2.2 erläutert.

Meteorologische Antriebsdaten: Als meteorologische Antriebsdaten wurden Rasterdaten des Integrated Climate Data Center (ICDC) der Universität Hamburg berücksichtigt, die in einer räumlichen Auflösung von 250×250 m als Tagesdaten des Zeitraums 1960 bis 2019 abgerufen werden können. Diese Datensätze wurden im Rahmen verschiedener, vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) geförderter Kooperationsprojekte zwischen den Forstlichen Forschungsanstalten der Bundesrepublik und der Universität Hamburg generiert und dienen in diesen Projektkontexten als empirische Referenzdaten u.a. zur Entwicklung und Implementierung forstwirtschaftlicher Anpassungsstrategien an den Klimawandel (Dietrich et al. 2019; Wehberg et al. 2020). Datengrundlage bilden Beobachtungsdaten des DWD Stationsmessnetzes, die mit statistischen und geostatistischen Verfahren regionalisiert wurden. Das Regionalisierungskonzept integriert groß-skalige, aus ERA-Reanalysen abgeleitete atmosphärische Prädiktoren und verschiedene Reliefparameter, um Relief-determinierte, von den jeweiligen synoptischen Bedingungen abhängige geländeklimatische Variationen wie Luv-Lee-Effekte und Kaltluftabfluss oder auch Einflüsse des Reliefs auf die Strahlungsverhältnisse (Einstrahlungsgeometrie, Horizontüberhöhung) räumlich detailliert abbilden zu können. Eine ausführliche Beschreibung von Eingangsdaten, Methoden und Anwendungsoptionen ist Dietrich et al. (2019) zu entnehmen. Für Methoden der Reliefparametrisierung, siehe Böhner & Antonic (2009) sowie Böhner & Bechtel (2018). Zur Verwendung als Antriebsdaten wurden die Datensätze via b-spline Interpolation auf die Zielauflösung von 10×10 m resamplet (Böhner & Bechtel 2018). Auf weitere Korrekturen wie z.B. Höhenkorrekturen wurde angesichts der bereits sehr hohen Auflösung dieser Eingangsdaten verzichtet.

Bodendaten: Digitale Bodendaten stellen in Deutschland zumeist digitalisierte Derivate analoger Bodenkarten dar, die wiederum auf Basis von Geländekartierungen unter Berücksichtigung klassischer Maßstabskonventionen von den zuständigen Landesfachbehörden mit bisweilen unterschiedlichen Konzepten regionalisiert wurden. Angesichts dieser länderspezifischen Generierung von Bodenfachdaten, die je nach Bundesland und Bearbeitungsstand als digitale Bodenübersichtskarten (BÜK) oder digitale Bodenkarten (BK) überwiegend in Maßstäben von 1:25.000 oder 1:50.000 mit unterschiedlichen Parametersätzen und Sachdaten bereitgestellt werden, hat die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten eine nach einheitlichen

Standards, Normen und Nomenklaturen bundesweit harmonisierte Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200) erarbeitet, die als digitales blattschnittfreies Kartenwerk flächendeckende Informationen für länderübergreifende Aussagen zu Bodennutzung und Bodenschutz liefert. Die BÜK 200 umfasst Vektordaten zur Verbreitung von Leit- und Begleitböden sowie zugehörige Attributdaten (Bodenart, Bodenausgangsgestein, Humus- und Carbonatgehalt, Schicht- u. Horizonttiefe etc.), die in einer relationalen Datenbank vorgehalten werden. Obgleich das Kontinuum Boden in der BÜK 200 diskretisiert abgebildet wird, leisten die hinterlegten Leitbodenprofile eine hinreichende Repräsentation regional-spezifischer Bodenmerkmale. Als bundesweit einheitliche Alternative zur BÜK 200 wurden für die Modellierung auch die Bodendaten der World Soil Grids (Hengl et al. 2017) in Betracht gezogen. Diese, aus einem allerdings begrenzten Datensatz von (punktuellen) Profildaten mit vergleichsweise aufwändigen Reliefparametrisierungen und Machine Learning Algorithmen statistisch modellierten Rasterdaten, sind mit 250 × 250 m vergleichsweise hochauflösend, bilden aber, verglichen mit (in den World Soil Grids nicht berücksichtigten) Bodenprofildaten aus unterschiedlichen Testgebieten, die räumliche Heterogenität von Bodenmerkmalen deutlich undifferenzierter ab, als die BÜK 200 und weisen darüber hinaus z.B. bei Texturdaten einen bisweilen starken Bias auf, der die Anwendbarkeit dieser Daten bei der Modellierung von Bodenwasserhaushaltskomponenten einschränkt. Vor diesem Hintergrund sind für Anwendungen des Gewässerschutzberaters die Bodendaten der BÜK 200 hinterlegt und bilden entsprechend auch die Datenbasis für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Modellierungen.

Orographische und Topographische Daten: Die Abbildung reliefdeterminierter lateraler Abflussprozesse basiert auf dem DGM10, einem 10 × 10 m aufgelösten georeferenzierten Höhenraster, das vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) aus den, mit Laserscanning-Messverfahren gewonnenen 5 × 5 m aufgelösten DGMs 5 der Landesvermessungsverwaltungen resamplert wurde. Um einen homogenen, das gesamte Staatsgebiet der Bundesrepublik abdeckenden Datensatz zu generieren wurden nicht aktuelle bzw. fehlerhafte Höhendaten eliminiert und Höhenunterschiede in Überlappungsgebieten an den Landesgrenzen durch gewichtete Interpolation in Abhängigkeit der Entfernungen von der Landesgrenze korrigiert. Obgleich die primären Datenbestände des DGM5 die für Laserscanning-DGMs typischen artifiziellen (nutzungsabhängigen) Muster erkennen lassen, sind diese Variationen im gröber aufgelösten DGM 10 gedämpft. Das DGM10 wird vom BKG als kostenpflichtiges Datenprodukt vertrieben, ist aber für Anwendungen des Gewässerschutzberaters kostenfrei hinterlegt. Angesichts der avisierten Anwendung des Gewässerschutzberaters in der landwirtschaftlichen Beratungspraxis werden nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen in der Modellierung nicht berücksichtigt. Die dafür notwendigen Vektordaten entstammen dem Amtlichen Topographisch kartographischen Informationssystem (ATKIS) der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik. Das Gewässernetz zur Berechnung von Fließzeiten entstammt ebenfalls dieser geotopographischen Datenbank, wurde allerdings, soweit Lücken in den Gerinnestrecken identifiziert wurden, anteilig auf Grundlage von Routing-Routinen ergänzt.

3.2 Szenariendefinition und Modellierung

Der für den Gewässerschutzberater realisierte Szenarienkatalog berücksichtigt Niederschlags-, Bodenfeuchte-, Anbau- und Bewirtschaftungsszenarien sowie Szenarien zur Bewertung der Effizienz von Runoff-Minderungsmaßnahmen. Angesichts dieser Freiheitsgrade und der damit verbundenen vielfältigen Kombinationsmöglichkeiten ist die Anzahl der Szenarien im Gewässerschutzberater limitiert. Nachfolgend werden diese Szenarien sowie deren Berechnungsmethoden vorgestellt. Bereits an dieser Stelle sei betont, dass alle Szenarien-Rechnungen monatlich differenziert durchgeführt werden, um bei

praktischen Anwendungen die Expertise des Nutzers (Landwirt, Berater) und dessen Kenntnisse resp. Erfahrungen mit Runoff-Risiken in Abhängigkeit des landwirtschaftlichen Zyklus in Wert zu setzen.

3.2.1 Hydrometeorologische Szenarien

Der Grundgedanke der hydrometeorologischen Szenarien besteht darin, einen für unterschiedliche Klimaregime gleichermaßen anwendbaren Modellrahmen zu realisieren, der die charakteristische Saisonalität von Klima und Witterung und die damit verbundenen jahreszeitlichen Variationen von Runoff-Risiken unter Berücksichtigung von Niederschlag und Bodenfeuchte in einem standardisierten monatlich aufgelösten Jahresgang abbildet. Um das unter vertretbarer Rechenzeit zu ermöglichen beschränken sich diese Szenarien auf 12, die Monatsmitte repräsentierende Modelltage, für die jeweils Niederschlags- und Bodenfeuchteszenarien in einer begrenzten Anzahl von Kombinationsmöglichkeiten modelliert werden. Dabei sei an dieser Stelle betont, dass die 12 Modelltermine im ‚Standardjahr‘ kein zeitliches Kontinuum abbilden, sondern jeder Modelltermin für sich ein eigenständiges, vom Vormonat unabhängiges Szenario repräsentiert.

Niederschlagsszenarien: Die Definition von Niederschlagsszenarien zielt darauf ab, Niederschlagsereignisse unterschiedlicher Intensität in Abhängigkeit ihrer regional- und saisonal-spezifischen statistischen (Überschreitungs-) Wahrscheinlichkeiten und der damit verbundenen, wiederum statistisch quantifizierbaren Risiken in der Modellierung zu berücksichtigen. An Stelle der statistischen Überschreitungswahrscheinlichkeit wird die, bei Modellanwendungen leichter zu kommunizierende Jährlichkeit (Annuität) berücksichtigt, die angibt, mit welcher Niederschlagssumme bei einem Wiederkehrintervall von x Jahren statistisch zu rechnen ist. Die Berechnung dieser Niederschlagssummen mit definierter Annuität basiert auf der Größenfrequenzanalyse (GFA) nach Ahnert (2015) und wurde monatlich differenziert für 130 DWD Stationen mit stündlich aufgelösten Niederschlagszeitreihen des Zeitraums 09/1995 bis 12/2017 auf Basis von Tagessummen durchgeführt. Im Verfahren werden diese Tagessummen aufsteigend sortiert, so dass für jeden Wert durch dessen Rangplatz das empirische Wiederkehrintervall (in Jahren) determiniert ist. Werden diese Intervalle als statistischer Prädiktor logarithmiert gegenüber den betreffenden Tagessummen abgetragen ergibt sich im Punkstreuungsdiagramm typischerweise eine annähernd linear orientierte Momente-Verteilung, die durch eine Lineare Regression angenähert werden kann. Da die klassische Lineare Einfachregression nach dem Gaußschen Prinzip der kleinsten Quadrate die Summe der quadrierten Residuen minimiert und folglich wesentlich von Ausreißern (bzw. bei der GFA von Extremwerten) beeinflusst ist, basiert die Parameterschätzung der GFA auf der *Robust Regression* Methode (Draper & Smith 1998), die sich weniger stark auf einzelne, vom linear orientierten Muster der Momente-Verteilung abweichende Extremwerte einstellt.

Da die Abschätzung von Niederschlagssummen mit sehr geringer Frequenz (bzw. hoher Annuität) via GFA durch die Reihenlänge limitiert ist und bei Wiederkehrintervallen, die über die Länge des halben Beobachtungszeitraums hinausgehen als wenig robust (bzw. statistisch unsicher) gilt, wurden die Zeitreihen durch Tagessummen aus den 15 Tagen vor und den 15 Tagen nach dem zu analysierenden Monat (z.B. 17.03. bis 15.05. für den Monat April) ‚virtuell‘ verlängert, um dadurch eine statistisch belastbare Abschätzung auch von 20-jährlichen Niederschlagsereignissen auf Basis der ca. 23 Beobachtungsjahre umfassenden DWD-Zeitreihen zu ermöglichen. Dieses Vorgehen ist auch begründet vor Hintergrund, dass durch die GFA die charakteristische von regionalspezifischen Niederschlagsregimen abhängige Saisonalität der hydrometeorologischen Risiko-Disposition repräsentiert werden soll, die z.B. bei der Abschätzung von Starregenrisiken im Frühsommer nicht kalendarisch durch den 01.06. bis 30.06. Juni limitiert ist.

Zur besseren Operationalisierbarkeit wurden nicht die absoluten, sondern die relativen Niederschlagsmengen (relativ zum langjährig gemittelten Tagesniederschlag des betreffenden Monats) via GFA analysiert, so dass die resultierenden GFA-Kenngrößen nach [24] eine Abschätzung von Niederschlagsannuitäten auf Basis der räumlich sehr hochaufgelösten langjährig-gemittelten Monatssummen des ICDC (vgl. 3.1.3) ermöglichen. Die Generierung stündlicher Antriebsdaten für Szenarienrechnungen erfolgt nach Exponentialfunktion [25] auf Basis des durchschnittlichen Anteils des Stundenmaximums am Tagesniederschlag, der für Tagessummen mit mindestens 1-jährlicher Annuität berechnet wurde. Im Ergebnis liefert dieser Ansatz für jede nach [24] berechnete Tagessumme mit definiertem Wiederkehrintervall jeweils 24 Stundenwerte, deren regional- und saisonal-spezifisch unterschiedlichen Verteilungscharakteristika (insbesondere Schiefe und Anzahl der Niederschlagsstunden > 0.1 mm) die Prädominanz konvektiver und advektiver Niederschlagsregime widerspiegeln. In den Abbildungen 2 und 3 sind die Ergebnisse der Größenfrequenzanalyse und Verteilungsfunktion des Anteils stündlicher Niederschläge am Tagesniederschlag für Januar und Juli am Beispiel der Station Hamburg-Fuhlsbüttel dargestellt.

$$[24] \quad PEF_d = PMd (FAi + FAc \text{Log}(F))$$

$$[25] \quad PEF_h = PEF_d \frac{PMh}{(1-PMh)} e^{\text{LOG}(1-PMh)h}$$

PEF_d = Tagessumme eines Niederschlagsereignisses mit Wiederkehrintervall F [mm d^{-1}], PMd = Mittlere Tagessumme des Niederschlags in Monat m [mm d^{-1}], FAi = Konstante der GFA Regressionsgleichung, FAc = Koeffizient der GFA Regressionsgleichung, F = Wiederkehrintervall in Jahren, PEF_h = Niederschlagssumme in Stunde h [mm h^{-1}], PMh = Mittlerer Anteil des Stundenmaximums am Tagesniederschlag, h = Stunde [1, 2, ..., 24]

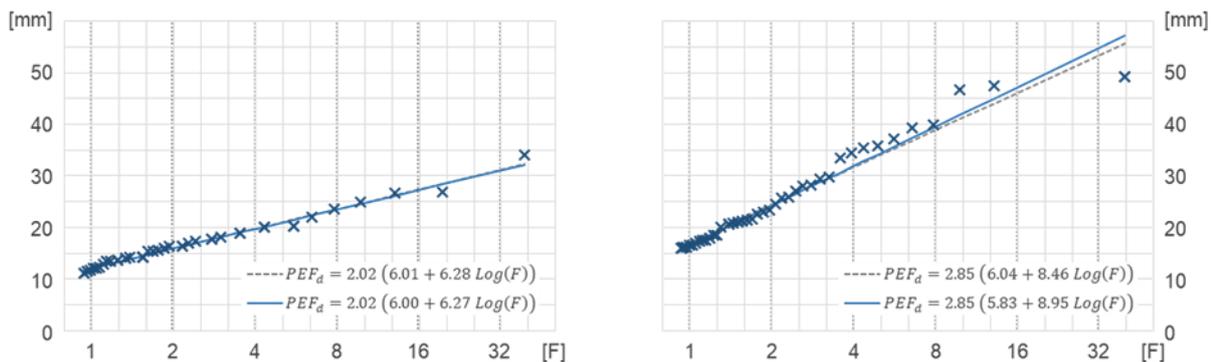


Abb. 2: Größenfrequenzanalyse der Tagessummen des Niederschlags für Januar (links) und Juli (rechts) – Lineare Einfachregression (Strichlinie) und Robuste Regression (blaue Linie) – Datenbasis: Hamburg Fuhlsbüttel (DWD-ID: 01975), 09/1997–12/2017

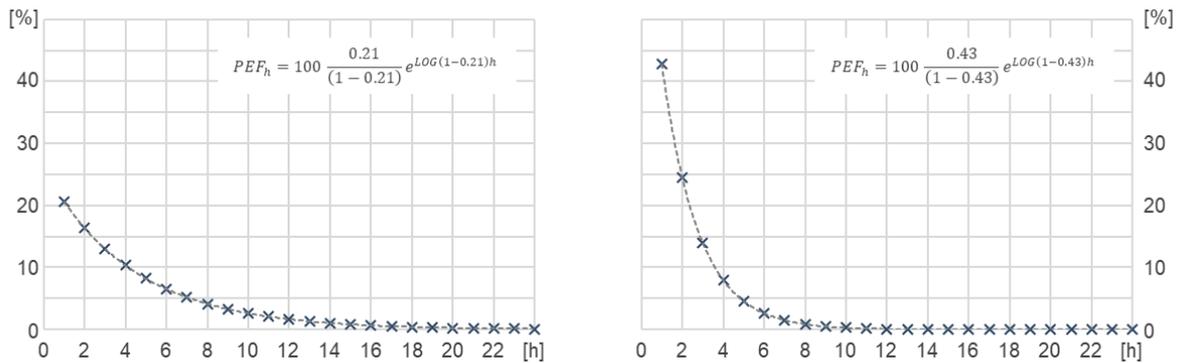


Abb. 3: Verteilungsfunktion des Anteils stündlicher Niederschläge am Tagesniederschlag für Januar (links) und Juli (rechts) – Datenbasis: Hamburg Fuhsbüttel (DWD-ID: 01975), 09/1997–12/2017.

Da die räumlichen Variationen der monatlichen GFA Kenngrößen (FA_i , FA_c) und des mittleren Anteils des Stundenmaximums am Tagesniederschlag (PM_h) wiederum eng mit den räumlichen Variationen der betreffenden Monatssummen korreliert sind, wurden diese Kenngrößen mit geographisch gewichteten Regressionen (Böhner & Bechtel 2018) unter Berücksichtigung der räumlichen Niederschlagsverteilungen als statistische Prädiktoren regionalisiert. Die resultierenden Rasterdaten der GFA-Kenngrößen sind in den Abbildungen 4 und 5 exemplarisch für Januar und Juli dargestellt und ermöglichen für jede Rasterzelle der Staatsfläche der Bundesrepublik eine monatlich differenzierte Abschätzung von Stunden- und Tagesniederschlägen für Niederschlagsereignisse mit definiertem Wiederkehrintervall. Um die Anzahl der Kombinationsmöglichkeiten bei der praktischen Anwendung in Szenarienrechnungen zu limitieren, ist im Standard Setup des Gewässerschutzberaters eine Abfrage von 2-jährlichen Niederschlagsereignissen (mit denen jedes zweite Jahr zu rechnen ist) und 10-jährlichen Ereignissen vorgesehen. Im Rahmen dieser Arbeit werden allerdings insbesondere die 2-jährlichen und 20-jährlichen Niederschlagsereignisse berücksichtigt, um eine gewisse Amplitude von Niederschlagswirkungen abzubilden (vgl. 4.3).

Bodenfeuchteszenarien: Während die Niederschlagsszenarien den von der Niederschlagszeitleistung abhängigen mechanistischen Antrieb für die Modellierung liefern, repräsentieren die zeitlichen Variationen der im kontinuierlichen Modellauf berechneten Bodenwassergehalte als Integral der Witterungsverläufe des Modellzeitraums die räumlich und jahreszeitlich variierende bodenhydrologische Prädisposition für Runoff-Risiken. Um diese Prädisposition in Szenarien abzubilden, wurden auf Basis der Tageswerte der Bodenwassergehalte für jede Rasterzelle monatlich differenziert die 50- und 90-Perzentile (SWI_p) berechnet, die dann im weiteren Verfahren zur Modellinitialisierung in die Szenarienrechnungen eingehen (vgl. 3.2.2). Dabei repräsentiert das 50-Perzentil durchschnittliche (bzw. umgangssprachlich ‚normale‘) Bodenfeuchten für den betreffenden Modelltermin, während das 90-Perzentil statistisch überdurchschnittlich feuchte Bodenverhältnisse widerspiegelt. Da es sich bei den Perzentilen um statistische Kenngrößen handelt, die in einem 10-jahres Modellauf z.B. im Januar oder Juli für jede Rasterzelle auf Basis von 310 Tageswerten berechnet wurden ist zu beachten, dass auch das 50-Perzentil in den Wintermonaten durch die winterliche Aufsättigung hohen Bodenwassergehalten entspricht und folglich höhere Werte annehmen kann als das 90-Perzentil in den relativ trockenen Monaten der Vegetationsperiode.

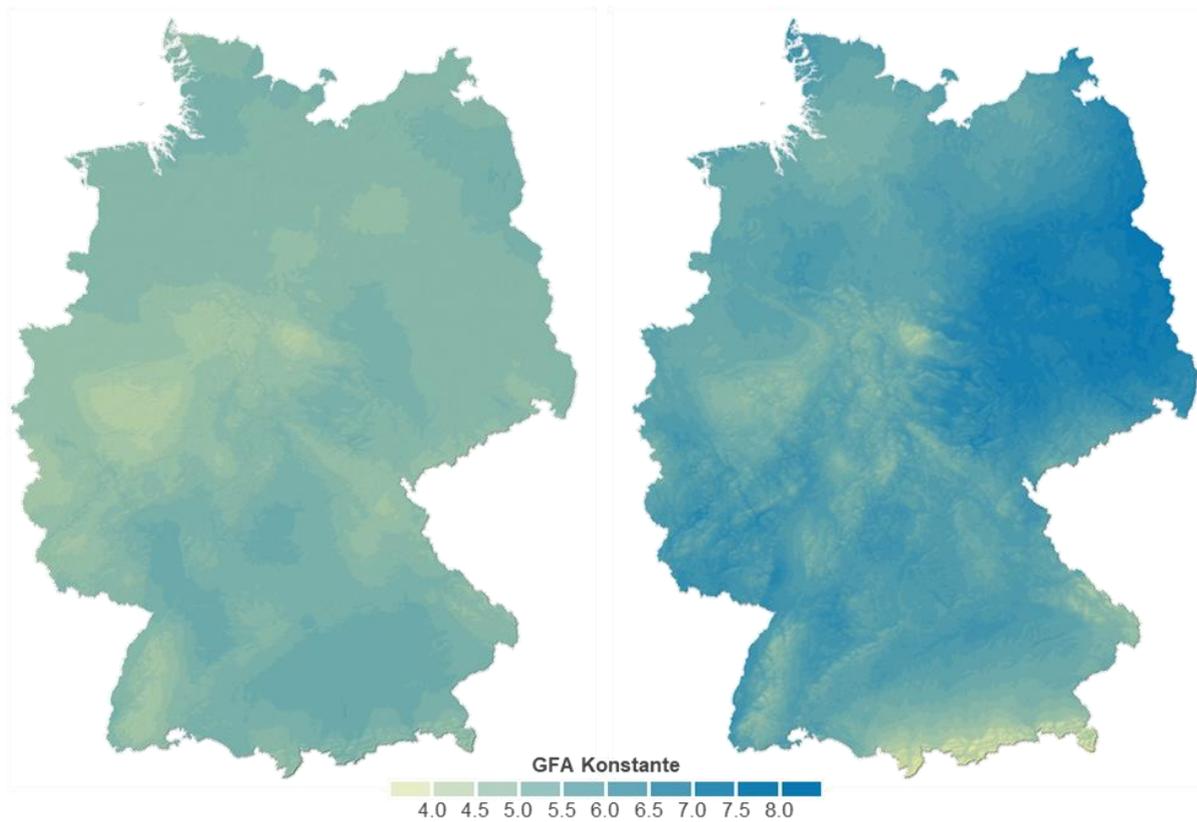


Abb. 4: Räumliche Verteilung der GFA Konstanten im Januar (links) und Juli (rechts) – Rasterweite: 250 × 250 m

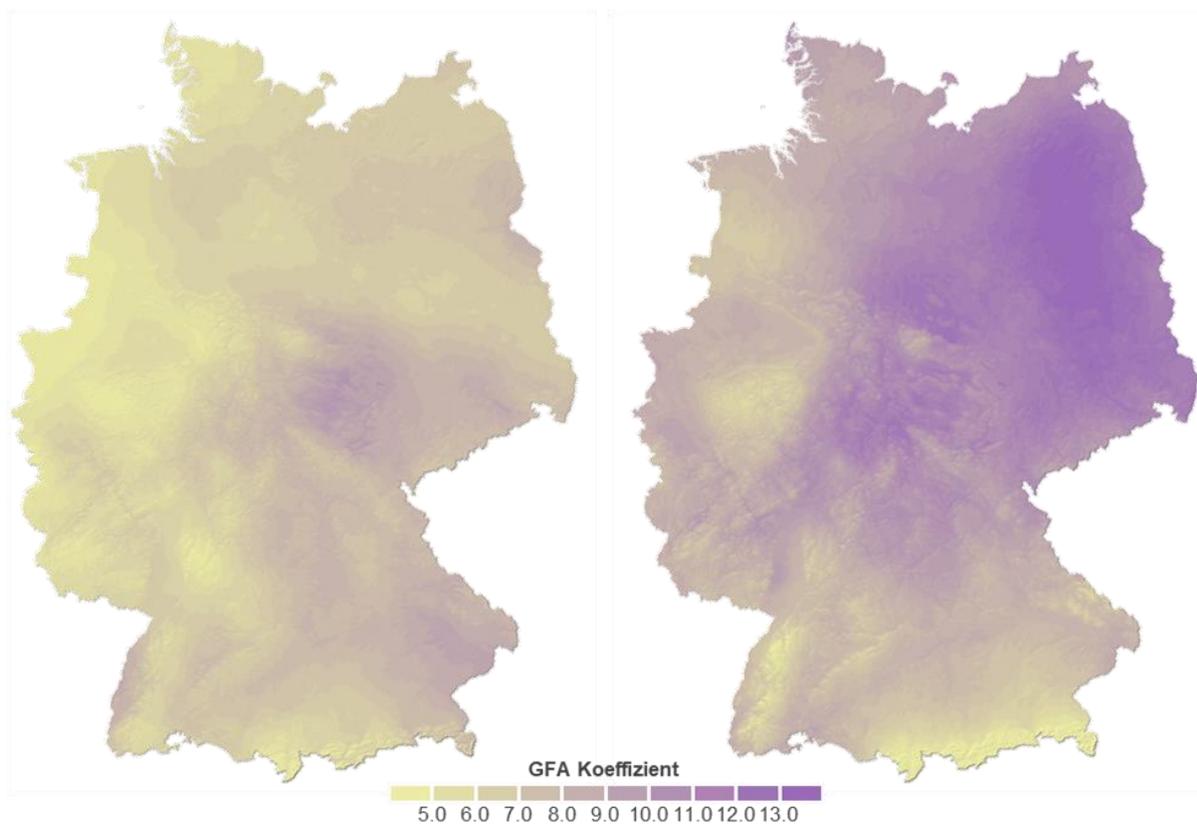


Abb. 5: Räumliche Verteilung der GFA Koeffizienten im Januar (links) und Juli (rechts) – Rasterweite: 250 × 250 m

3.2.2 Anbau- und Bewirtschaftungsszenarien

Durch die Anbau- und Bewirtschaftungsszenarien soll die Runoff Disposition unterschiedlicher Anbaufrüchte, Fruchtfolgen und Bewirtschaftungspraktiken abgeschätzt werden. Für den Gewässerschutzberater wurde dazu ein umfassender Parameterkatalog erstellt, der für verschiedene, in Deutschland verbreitet angebaute Ackerfrüchte und typische Fruchtfolgen, eine nach Wuchsregionen differenzierte Abbildung des landwirtschaftlichen Zyklus unter Berücksichtigung von Phänologie, Aussaat- und Ernteterminen sowie etablierten Bewirtschaftungspraktiken etwa bei der Saatbettbereitung oder Nach-Erntephase repräsentiert. Um die Operationalisierbarkeit sicherzustellen, wurden Parametrisierungsansätze gewählt, die eine performante Modellierung der Runoff-Disposition ermöglichen.

Bodenwasserhaushalt und Bodenwassergehalt: Um den Einfluss von Anbaufrüchten, Fruchtfolgen und Bewirtschaftungspraktiken auf den Bodenwasserhaushalt abzubilden, werden in den Szenarienrechnungen die von Allen et al. (1998) unter dem Begriff Kc-Faktor eingeführten Vegetationskoeffizienten berücksichtigt. Bei diesem vergleichsweise einfachen, aber empirisch vielfach abgesicherten Ansatz werden fruchtspezifische, von der jeweiligen phänologischen Entwicklungsphase abhängige Wasserbedarfe von Anbaufrüchten und die damit verbundenen Einflüsse auf die aktuelle Evapotranspiration als Koeffizienten in Relation zur Grass-Referenzverdunstung berücksichtigt. Basierend auf den von der FAO publizierten Kc Werten (Allen et al. 1998), wurden für alle Anbaufrüchte und Bewirtschaftungspraktiken monatlich differenzierte Kc Listen erstellt, die, konsistent mit den in 3.1.1 beschriebenen Methoden, nach [26] für jeden Modelltag eine Abschätzung der Bodenwassergehalte für unterschiedliche Bodenfeuchteszenarien unter Berücksichtigung der aktuellen Evapotranspiration ermöglichen. Die weiteren Modellierungsschritte [27] bis [33] rekapitulieren die in 3.1.1 vorgestellten Methoden zur Berechnung des Infiltrationsüberschusses [14 – 17] und des Oberflächenabflusses [18 – 23], ersetzen aber die ICDC Niederschlagsdaten des kontinuierlichen Modellaufs durch die entsprechenden Regenquantitäten aus den Niederschlagszenarien.

$$[26] \quad SWS_m = SWI_p - Kc ET0_m + ET0_m \quad (pwp \leq SWS_m \leq sfc)$$

$$[27] \quad IXT_m = \sum_{h=1}^{24} IXT_h$$

$$[28] \quad IXT_h = ISX_h + IHX_h$$

$$[29] \quad IXS_h = PEF_h - (sfc - SWS_{h-1}) \quad \text{für } PRE_h \geq sfc - SWS_{h-1}$$

$$[30] \quad IHX_h = PEF_h - sic \quad \text{für } PRE_h \geq sic$$

$$[31] \quad CXT_m = \sum_{g=1}^n IXT_{dg}$$

$$[32] \quad CXT_m = \sum_{h=1}^{24} CXT_h$$

$$[33] \quad CXA_m = \frac{\sum_{g=1}^n IXT_{dg} d_g^{-1}}{\sum_{g=1}^n a^2 d_g^{-1}}$$

$$[34] \quad CXT_h = CXS_h + CXH_h$$

$$[35] \quad CXS_h = \sum_{g=1}^n IXS_{hg}$$

$$[36] \quad CXH_h = \sum_{g=1}^n IHX_{hg}$$

SWS_m = Bodenwassergehalt an Modelltag m [mm], SWI_p = 50- bzw. 90-Perzentil des Bodenwassergehalts [mm], Kc = Vegetationskoeffizient, ETO_m = Monatliche Grasreferenzverdunstung [mm m^{-1}], pwp = Permanenter Welkepunkt [mm m^{-1}], sfc = Feldkapazität [mm m^{-1}], IXT_d = Infiltrationsüberschuss pro Tag [mm d^{-1}], PRE_d = Tagesniederschlag [mm d^{-1}], SWS_{d-1} = Bodenwassergehalt des Vortags [mm], sfc = Feldkapazität [mm], IXT_h = Infiltrationsüberschuss pro Stunde [mm h^{-1}], IXS_h = Infiltrationsüberschuss pro Stunde aufgrund von Aufsättigung [mm h^{-1}], IXH_h = Infiltrationsüberschuss pro Stunde aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität [mm h^{-1}], PRE_h = Stundenniederschlag [mm h^{-1}], $SWSh-1$ = Bodenwassergehalt in Stunde $h-1$ [mm], sic = Infiltrationskapazität [mm h^{-1} mm d^{-1}], CXT_d = akkumulierter Infiltrationsüberschuss des Einzugsgebiets pro Tag [mm d^{-1}], IXT_{dg} = Infiltrationsüberschuss der Quellraasterzelle g pro Tag [mm d^{-1}], CXA_d = flächengemittelter Infiltrationsüberschuss des Einzugsgebiets pro Tag [mm $d^{-1}m^{-2}$], a = Rasterweite [m], d_g = Distanz der Quellraasterzelle g zur Zielraasterzelle [m], CXT_h = akkumulierter Infiltrationsüberschuss des Einzugsgebiets in Stunde h [mm h^{-1}], CXS_h = akkumulierter Infiltrationsüberschuss aufgrund von Aufsättigung in Stunde h [mm h^{-1}], CXH_h = akkumulierter Infiltrationsüberschuss aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität in Stunde h [mm h^{-1}], IXS_{hg} = Infiltrationsüberschuss der Quellraasterzelle g aufgrund von Aufsättigung in Stunde h [mm h^{-1}], IXH_{hg} = Infiltrationsüberschuss der Quellraasterzelle g aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität in Stunde h [mm h^{-1}]

Abflussgeschwindigkeit und Fließzeit: Um eine stärker prozessbasierte Abbildung der Abflussdynamik in ereignisbezogenen Simulationen und Szenarienrechnungen zu ermöglichen, die insbesondere den räumlich variablen Einfluss von bewirtschaftungs- und reliefabhängigen Oberflächenparametern berücksichtigt, wird im weiteren Verfahren die Abflussgeschwindigkeit (ROV) und die Fließzeit (ROD) bestimmt. Letztere Kenngröße gibt die Zeitdauer an, die der Oberflächenabfluss von der Quellraasterzelle bis zum Vorfluter beansprucht. Die Berechnung der Abflussgeschwindigkeit (ROV_h) erfolgt nach der Fließformel von Manning [24] und berücksichtigt den von der Oberflächenbeschaffenheit und dem Bewuchs abhängigen Strickler Rauheitsbeiwert (Kst) sowie das Gefälle (β). Der hydraulische Radius wird als Höhe der Wassersäule mit maximal 5 cm angenähert, während die zeitliche Auflösung (t) bei der Bestimmung der Fließzeit in Abhängigkeit der Neigungs- und Rauheitsabhängigen Fließgeschwindigkeit flexibel iteriert werden kann. Die Bestimmung der Fließzeit (ROD) erfolgt rekursiv aufwärts, indem beginnend mit der Fließzeit 0 bei einer als Gerinne bzw. Vorfluter indizierte Rasterzelle jeweils neigungsgewichtete Fließzeiten der topologisch höherliegenden Nachbarrasterzellen in Abhängigkeit der Distanzen (in kardinalen und diagonalen Richtungen) und Abflussgeschwindigkeiten schrittweise addiert werden. Durch die Berücksichtigung der Fließzeit wird sichergestellt, dass nur die Abflüsse in die Abfluss-Akkumulation (CXT_h) eingehen, die eine Zielraasterzelle im betrachteten Zeitintervall auch erreichen. Dennoch muss an dieser Stelle einschränkend darauf hingewiesen werden, dass Infiltrationsprozesse entlang von Abflusspfaden ($RunOn$) nicht berücksichtigt werden, so dass trotz der Regulation über die Fließzeit die Aufsummierung von Infiltrationsüberschüssen über das gesamte Einzugsgebiet einer Rasterzelle zu sehr hohen Abflussquantitäten führt. Da die Wasserbilanz durch diese Überschätzung nicht geschlossen ist, können die ermittelten Runoffmengen mithin auch nicht als Komponente des Wasserhaushalts interpretieren werden, sondern stellen eher einen Indikator für die Runoff-Disposition dar, der insbesondere relative Vergleiche zwischen unterschiedlichen Anbaufrüchten bzw. Bewirtschaftungsmaßnahmen ermöglicht.

$$[37] \quad ROV_h = Kst R^{2/3} \beta^{1/2}$$

ROV_h = Fließgeschwindigkeit nach Gauckler-Manning-Strickler [m s^{-1}], R_h = Hydraulischer Radius [m], β = Gefälle [m m^{-1}], Kst = Rauheitsbeiwert nach Strickler [m^{1/3} s^{-1}]

Rauhigkeitsparametrisierung: Der Strickler Rauhigkeitsbeiwert (K_{st}) ist ein aus der Ingenieur-Hydrologie stammender empirischer Parameter, der ursprünglich von Albert Strickler zur Bestimmung der Abflussgeschwindigkeit in Gerinnen/Fließgewässern entwickelt wurde um den Widerstand der Oberflächenreibung, die Formbeständigkeit, den Wellenwiderstand sowie Widerstände aufgrund von Strömungsunstetigkeiten in Gerinnen zu Parametrisieren (Michael 2000; Maniak 2016; Fraga et al. 2013; Manning 1891; Pasche et al. 2006; Strickler 1923). Trotz gewisser Einschränkungen kann dieser Parameter prinzipiell auch für die Berechnung der Abflussgeschwindigkeiten bei Oberflächenabfluss verwendet werden, wenn der für den Gerinneabfluss verwendete sog. hydraulische Radius vereinfacht durch die Schichtdicke des Oberflächenabflusses angenähert wird. Beispiele Für Anwendungen der Gauckler-Manning-Strickler Gleichung zur Berechnung der Abflussdynamik bei Runoff unter Berücksichtigung Stricklerbeiwerts finden sich u.a. bei Albert (2018); Chow (1959) ; Eisenhauer (2007); Engman (1986); Foster & Lane (1987) Huggins & Monke (1966a), (1966b); Jirka (2010); Knisel (1989); Michael (1994), (1996); Schindewolf & Schmidt (2010); (2012) und Wickenkamp (1995).

Die Parametrisierung der Oberflächenrauhigkeit auf Basis von Rauheitsbeiwerten stellt zwar einen in der hydrologischen Modellierung etablierten Ansatz dar, ist aber mit dem grundsätzlichen Problem behaftet, dass dazu in Tabellenwerken und Fachartikeln sehr unterschiedliche quantitative Angaben gemacht werden. Die, meist aus umfangreichen Feldversuchen mit Regensimulatoren generierten aber mindestens genauso oft empirisch abgeleiteten Rauhigkeitsparameter unterliegen einem relativ großen Schwankungsbereich. So werden Rauhigkeitsparameter zum einen angegeben für verschiedene Bodenzustände ohne Vegetation (z.B. gepflügt, geeggt mit oder ohne Fahrspuren etc.), zum anderen für verschiedene Vegetationsformen wie z.B. Grünland (hoch oder niedrig bewachsen), Wald oder auch Gewässergrünstreifen, sowie für einzelne Wachstumsstadien ausgewählter Ackerfrüchte. Deutliche Unterschiede in den Parameterangaben für dieselben Boden-/Vegetationszustände sind dabei nicht nur zwischen verschiedenen Quellen, sondern auch innerhalb autarker Parameterlisten festzustellen. So ist die Beschreibung einer Oberfläche durch Begriffe wie „starker oder schwacher Bewuchs“ relativ subjektiv. Gewisse Vegetations- oder Bearbeitungszustände, wie beispielsweise die Keimung oder der Zeitpunkt der Ernte lassen sich dagegen besser parametrisieren. Eine Zuweisung möglichst sinnvoller Rauhigkeitsparameter für die jeweils vorliegenden aktuellen Boden- und Vegetationszustände, obliegt somit dem Modellanwender und seiner mehr oder weniger objektiven Wahrnehmung.

Angesichts dieser recht großen Spannweiten wurden auf Basis der in den Tabellenwerken und Primärquellen angegebenen Stricklerbeiwerte jeweils für unterschiedliche Anbaufrüchte und Wachstumsstadien (nach DIN 19708) repräsentative Werte berücksichtigt. Konsistent mit dem Standardjahrsansatz, der für alle Anbauregionen Deutschlands die Runoff-Disposition in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung, Anbaufrucht und Fruchtfolgen erfasst, wurden Bearbeitungs- und Anbaufrucht-spezifische Parametertabellen erstellt, die in Tabelle 1 exemplarisch für verschiedene Boden(-bearbeitungs) zustände auf Ackerflächen abgebildet sind. Vier weitere Parameterlisten sind dem ANHANG B zu entnehmen.

Tab. 1: Statische Rauheitsparameter für verschiedene Boden(-bearbeitungs)zustände auf Ackerflächen

Bodenbearbeitung	Zustand	Mannings n	Strickler Kst	Quelle
Brache	Ebenmäßig, wassergesättigt	0.01 – 0.03	100 – 33	Huggins & Monke, 1966
	Frisch geeeggt (Kreiselegge)	0.1 – 0.3	10 – 3	
	Grob gepflügt	0.4 – 0.7	3 – 1	
	Gepflügt, frisch	0.044	23	Michael 1994, 1996
	Geeeggt	0.021	48	
	Gepflügt, Fahrspuren	0.017	59	
	Gegrubbert, Fahrspuren	0.013	77	
	Verschlämmt	0.013	77	
	Mit Weizenstrohmulch	0.074	14	Knisel 1989
Abgeerntet/gemäht				
<i>Grünfläche und Weide</i>		0.05 – 0.15	20 – 7	Huggins & Monke, 1966
<i>Klee</i>		0.08 - 0.25	13 – 4	
<i>Kleines Korn</i>		0.1 – 0.4	10 – 3	
<i>Reihenkulturen</i>		0.07 – 0.2	14 - 5	
Stoppel	Keine Rückstände, Fahrspuren	0.016	63	Michael 1994, 1996
	Wenig Rückstände, Fahrspuren	0.024	42	
	Viele Rückstände, Fahrspuren	0.032	31	
	Mit Stengelresten	0.02 – 0.07	50 - 14	Knisel 1989
	Mit Egge untergearbeitete Rückstände	0.012 – 0.023	83 - 43	

3.3 Runoff-Minderungsmaßnahmen

Wie in Kapitel 1 einleitend dargelegt, lag ein zentrales Forschungsziel bei der Realisierung des ‚Gewässerschutzberaters‘ in der Entwicklung und Implementierung von Modellen und Methoden zur Simulation des Einflusses von Runoff-Minderungsmaßnahmen auf die Runoff-Disposition. Dazu wurden unterschiedliche Runoff-Minderungsmaßnahmen in Betracht gezogen und auf Basis von Literaturrecherchen, aber unter Berücksichtigung der Erfahrungen von kooperierenden Landwirten vergleichend evaluiert. Im Ergebnis hat sich dabei gezeigt, dass bestimmte häufig zitierte Minderungsmaßnahmen, die z.T. auf Maßnahmen der Erosionsminderung zurückgehen nur eingeschränkt für Modellierungen operationalisierbar sind. Das gilt z.B. für Mulchsaat, die in sehr unterschiedlichen Formen als Erosions- und Runoff-Minderungsmaßnahme in der Praxis realisiert wird und daher streng genommen einen umfangreichen Parameterkatalog voraussetzt um diese unterschiedlichen Praktiken abzubilden. Gleiches gilt auch für Gewässerschutzstreifen, die selbst bei Berücksichtigung einer standardisierten Breite sehr unterschiedliche prozessrelevante Eigenschaften haben, so dass sich der ‚Gewässerschutzberater‘ hier auf eine Identifikation von besonders gefährdeten Gewässerabschnitten beschränkt, um diese in GIS gestützten Vektorroutinen kenntlich macht (vgl. Wendland et al. 2016). Vor diesem Hintergrund beschränke ich mich nachfolgend auf die Runoff-Mitigation durch bodenschonende Bearbeitung als Beispiel für die prinzipiellen Minderungsoptionen einer angepassten Prozessführung, sowie Querdämme als Beispiel für technisch-artifizielle Minderungsmaßnahmen.

3.3.1 Direktsaat / Bodenschonende Bearbeitung

Direktsaat stellt eine mittlerweile weltweit etablierte Saatmethode dar, die unter vollständigem Verzicht auf Pflügen und Eggen das Saatgut direkt in das unbearbeitete Brachland einbringt. Als effektive Maßnahme zur Prävention und/oder Minderung von Boden-, Nährstoff- und Saatgutverlusten durch unterschiedliche Formen der Bodenerosion (Splash Erosion, Denudation durch flächenhafte spülaquatische Prozesse, Rillen- und Gully-Erosion, wind-induzierte Saltation, Reptation, Aggregatzerschlagung und Deflation/Suspension) ist dieses Verfahren insbesondere in Regionen mit strukturell vulnerablen Böden, aber auch in Gebieten mit vergleichsweise hoher Aggregat-Stabilität des Oberbodenmaterials eine universell akzeptierte Mitigationsmaßnahme, die effektiv zum Erhalt von Bodenfunktionen und Bodenschutz, sowie zur Vermeidung von Boden- und Nährstoffeinträgen in benachbarte Ökosysteme beiträgt. Die mitigierende Wirkung auf on-site und off-site Risiken durch Abtrags- und Transportprozesse ist empirisch belegt und kann durch geeignete Parametrisierungen von Oberbodeneigenschaften und Vegetationsresiduen sowohl durch statistische als auch durch numerische Modellierungen mit hinreichender Genauigkeit quantifiziert werden. Etablierte Beispiele für statistische Modellansätze bilden u.a. die seit Jahrzehnten in der landwirtschaftlichen Beratungspraxis eingesetzten USLE/ABAG Derivate, bei denen die Direktsaat Option über den USLE C- und P-Faktor abgebildet werden kann (Wischmeier & Smith 1965). Bei stärker physikalisch-basierten Modellen wie u.a. Erosion 3D wird die mitigierende Wirkung der Direktsaat und die damit verbundene Reduktion der Partikelablösung häufig unter Berücksichtigung einer Kombination physikalisch-basierter Widerstandsparameter (insbesondere Oberflächenrauigkeit und Erosionswiderstand) simuliert (Michael et al. 1996).

Auch zur Prävention und Minimierung von Runoff-Risiken wird Direktsaat in jüngster Zeit zunehmend als Mitigationsmaßnahme berücksichtigt, wobei transiente texturbedingte Effekte und direkte Rauigkeitsbedingte Effekte der Direktsaat als prinzipielle Wirkmechanismen zu berücksichtigen sind, die sich verglichen mit konventioneller Bodenbearbeitung hemmend auf den Oberflächenabfluss auswirken. Zur Parametrisierung dieser Effekte wurde zwei Ansätze realisiert die als SAGA Routinen im Modellkonzept implementiert und in der Modell-Architektur des ‚Gewässerschutzberaters‘ integriert sind. Entsprechend ihrer Wirkmechanismen wird dabei zwischen Rauigkeits- und Textur-basierten Ansätzen unterschieden die nachfolgend vorgestellt werden.

Rauigkeitsparametrisierung: Da bei Direktsaat die Oberbodenstruktur und Aggregatstabilität nicht oder nur marginal tangiert wird und gleichzeitig Pflanzenreste sowie Ernteresiduen den Boden bei Einsaat bedecken, bleibt die hydraulische (Oberflächen-) Rauigkeit verglichen mit konventioneller Saatbettbereitung erhöht, was wiederum über die relative Minderung der Fließgeschwindigkeit mit einer erhöhten Perkulationsrate beim Abflussprozess verbunden ist. Zur Parametrisierung dieser Effekte wurden Kst-Werte berücksichtigt, die verglichen mit den Kst Werten bei konventioneller Bearbeitung mit einer reduzierten Fließgeschwindigkeit bzw. einer erhöhten Fließzeit und damit einer erhöhten Verweildauer des Oberflächenabflusses verbunden sind.

Parametrisierung der Bodentextur: Konventionelle Bodenbearbeitung ist insbesondere bei herkömmlichem Pflügen mit einer Auflockerung des Bodens bis in eine Tiefe von ungefähr 30 cm verbunden. Unter dieser gelockerten Schicht entsteht dagegen langfristig eine sogenannte Pflugsohle, die als verdichteter Horizont die Durchwurzelung des Bodenkörpers hemmt und als wasserstauende Schicht die Runoff-Disposition erhöht. Bei Direktsaat wird dagegen die Bodenstruktur des gewachsenen Bodenkörpers nicht zerstört, so dass es nicht zur Ausbildung einer Pflugsohle kommt und gleichzeitig die an die Kapillarität und das Porenvolumen des Bodens gebundenen, für den Wasser- und Stoffhaushalt von

Böden wichtigen Pedotransfer-Funktionen nicht beeinträchtigt werden. Da auch der stark durchwurzelte, mit organogenem Material angereicherte Oberboden nicht mechanisch tangiert wird, fördert Direktsaat auch auf ehemals konventionell bearbeiteten Ackerflächen mindestens langfristig (d.h. transient) das Bodenleben, den biogenen Gefügebau und das Porenvolumen und trägt so zu einer erhöhten hydraulischen Leitfähigkeit des Bodens bei, was wiederum bei Niederschlagsereignissen die Runoff Disposition durch erhöhte Infiltration/Perkolation des Niederschlagswassers reduziert.

Ogleich bisher nur wenige Langzeitstudien zum Einfluss der Direktsaat auf den Bodenwasserhaushalt vorliegen, tragen diese Wirkmechanismen aus bodenphysikalisch plausibler Sicht zu einer Reduktion des Oberflächenabflusses bei, und auch die die relative Erhöhung der Wasserleitfähigkeit ist mindestens bei langfristig betriebener Direktsaat unstrittig und in Studien von Blanco-Canqui & Ruis (2018); Engel et al. (2009); Fuentes et al. (2004) und Martinez et al. (2016) belegt. Da allerdings Runoff-fördernde Effekte konventioneller Bodenbearbeitung wie insbesondere die Ausbildung einer Pflugsohle abhängig sind von der jeweiligen Textur (Körnung) des Bodenkörpers, entfaltet Direktsaat je nach Bodenart auch eine unterschiedlich starke abflussmindernde Wirkung. Dieser Aspekt ist im Hinblick auf eine Integration dieser Mitigationwirkung in die Modellierung von besonderem Vorteil, da Bodentextur-Informationen weitgehend standardisierte ubiquitär verfügbare Daten darstellen.

Die Abflussmindernde Wirkung der Direktsaat durch die relative Melioration der hydraulischen Eigenschaften des Bodenkörpers wird im Modellkonzept auf Basis einer Textur-abhängigen Bodenspeichererweiterung berücksichtigt. Die empirische Datengrundlage dieses Ansatzes wurde auf Basis umfänglicher Literaturrecherchen vom Ingenieurbüro Feldwisch zunächst für Hauptbodenarten zusammengestellt und dann unter Berücksichtigung der Erodierbarkeitsfaktoren der USLE/ABAG für alle 31 Bodenarten-Untergruppen des Feinbodens definiert. In der nachfolgenden Abbildung 6 ist das Ergebnis dieser Analyse als relative Bodenspeichererweiterung von Direktsaat vs. konventionellem Anbau im Standard-Bodenartendiagramm der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 abgebildet. Danach steigt die relative Bodenspeichererweiterung mit zunehmenden Schluff-Gehalten und nimmt bei sehr Schluffreichen Böden (Ut2, Us, Uu) Werte über 50 % an.

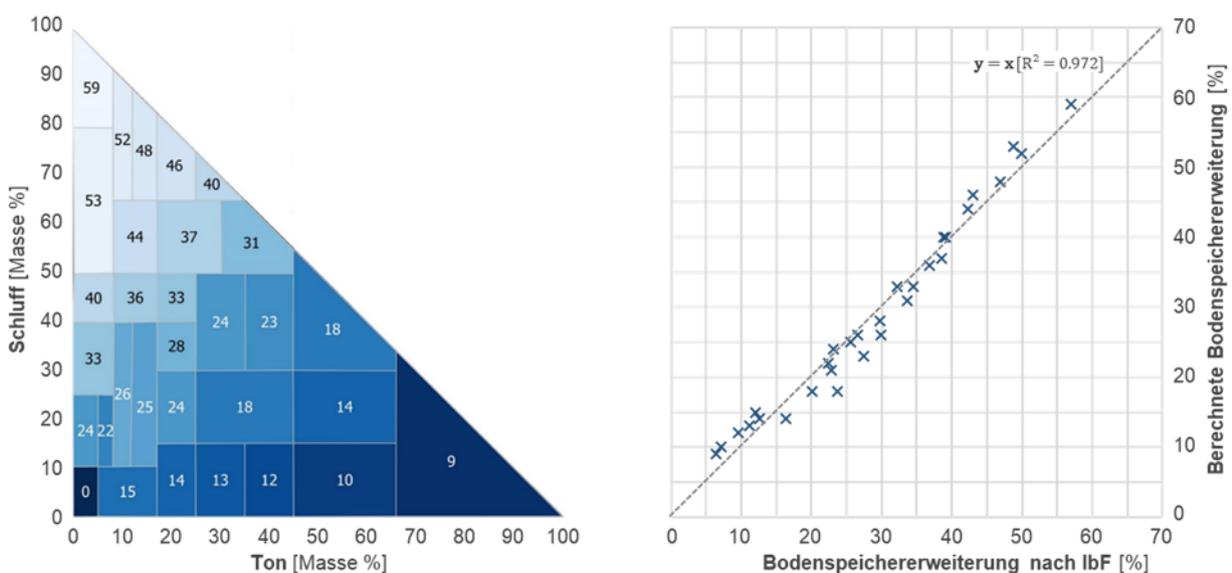


Abb. 6: Erweiterung der Bodenwasserkapazität bei Direktsaat – Links: Erweiterung des Bodenwasserspeichers bei Direktsaat für Bodenartenuntergruppen (Ad-Hoc AG Boden 2005) nach Angaben des lbF – Rechts: Erweiterung des Bodenwasserspeichers bei Direktsaat in Abhängigkeit statistischer Prädiktoren aus Bodentexturdaten

Um diese diskretisierten, für Bodenartenuntergruppen definierten Angaben für praktische Modell-anwendungen auf vektorielle Bodentexturdaten übertragen zu können, wurden auf Basis der Ton-, Schluff- und Sandanteile der einzelnen Bodenarten-Untergruppen nachfolgende Transferfunktion [38] bestimmt, die die relative Bodenspeichererweiterung (sce) bei Direktsaat als Funktion der Korngrößenverteilung quantifiziert. Diese Transferfunktion berücksichtigt insbesondere die starke Abhängigkeit der Bodenspeichererweiterung vom Schluff-Anteil während der Einfluss der Ton- und Sandgehalte über die, über den Gesamtanteil von Ton und Sand normierte Differenz dieser Anteile abgebildet wird. Wie in Abbildung 6 verdeutlicht, wird die Textur-abhängige Bodenspeichererweiterung bei einem Bestimmtheitsmaß von 94.6 % in sehr guter Näherung durch diesen Ansatz reproduziert und bietet darüber hinaus den Vorteil einer von Bodenklassifikationssystemen unabhängigen Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit des Ansatzes.

$$[38] \quad swe = 100 \left((0.005 suf)^{0.75} + 0.075 \left(\frac{ssf - scf}{ssf + scf} \right) \right)$$

swe = Relative Erhöhung der Bodenwasserkapazität [%], suf = Schluffanteil [%], scf = Tonanteil [%], ssf = Sandanteil [%]

3.3.2 Querdämme im Kartoffelanbau

Künstlich angelegte Querdämme stellen eine in der landwirtschaftlichen Praxis zunehmend etablierte Maßnahme zur Reduktion von Runoff-Risiken dar, die insbesondere im Kartoffelanbau aufgrund der gegenüber Abflussprozessen besonders exponierten Mikrotopographie vermehrt realisiert wird (vgl. 2.1.2). Um diese Mitigationwirkung operationell abbilden zu können wurde ein generischer Ansatz entwickelt, der vor dem Hintergrund der zunehmenden Anwendung von Querdammhäuflern, eine flexible, GIS-gestützte Abschätzung der Retentionswirkung von Querdämmen in Abhängigkeit unterschiedlicher, vom Nutzer definierter Parameter leistet. Die für die Methodenentwicklung verwendeten Maße für Kartoffeldammhöhen und Reihenabstände sowie für Querdammhöhen und Querdammabstände wurden in Anlehnung an die auf dem Markt befindlichen Geräte zum Anlegen von Querdämmen, Barbutte (Querdammhäufler) und Dyker (Lochstern), sowie basierend auf dem Versuchsaufbau einer Versuchsfarm in Belgien definiert (Olivier et al. 2012). Die Kartoffeldämme wurden mit einer Höhe von 25 cm bei einem Reihenabstand von 75 cm festgelegt. Wie in der Praxis üblich wird angenommen, dass die Kartoffeldämme gefälleparallel angelegt werden. Die Querdämme wurden zunächst mit einer Höhe von 11 cm und einem Abstand von 150 cm (Barbutte) und einer Höhe von 7 cm bei einem Abstand von 80 cm (Dyker) angesetzt.

Auf Basis eines Kartoffelacker-Höhenmodells (vgl. Abb. 7) in einer räumlichen Auflösung von 9.735×9.735 cm wurde die Retentionswirkung von Querdämmen mit Höhen von 5 bis 15 cm in Abständen von 80 und 150 cm bei unterschiedlichen Neigungen (0 bis 25% Gefälle) bestimmt. Dabei wurde so verfahren, dass zunächst jede Rasterzelle identifiziert wurde, die in einem durch einen Querdamm abgetrennten Pond liegt. Ausgehend von der Höhe des Querdammscheitels wurde dann die Höhendifferenz aller Rasterzellen des Ponds und damit das Retentionsvolumen bestimmt. Im Prinzip quantifiziert dieser Ansatz damit das Makropond-Volumen, das als Wassermenge durch den Querdamm gestaut wird, obgleich die Retentionswirkungen dieser Querdämme genau wie Fahrspuren, Rillen oder mikrotopographische Variationen wie Bearbeitungsspuren eher Mikroponding Effekten zuzuordnen sind.

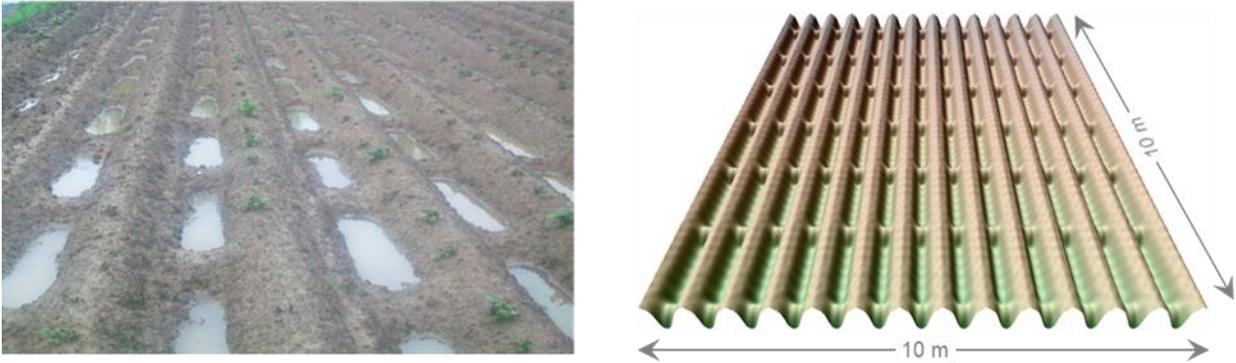


Abb. 7: Kartoffelquerdämme – Links: Retentionseffekte von Kartoffelquerdämmen (Olivier et al. 2014) – Rechts: Kartoffelacker DGM mit Querdämmen von 15 cm Höhe und Abständen von 150 cm (Rasterweite: 9.735 × 9.735 cm)

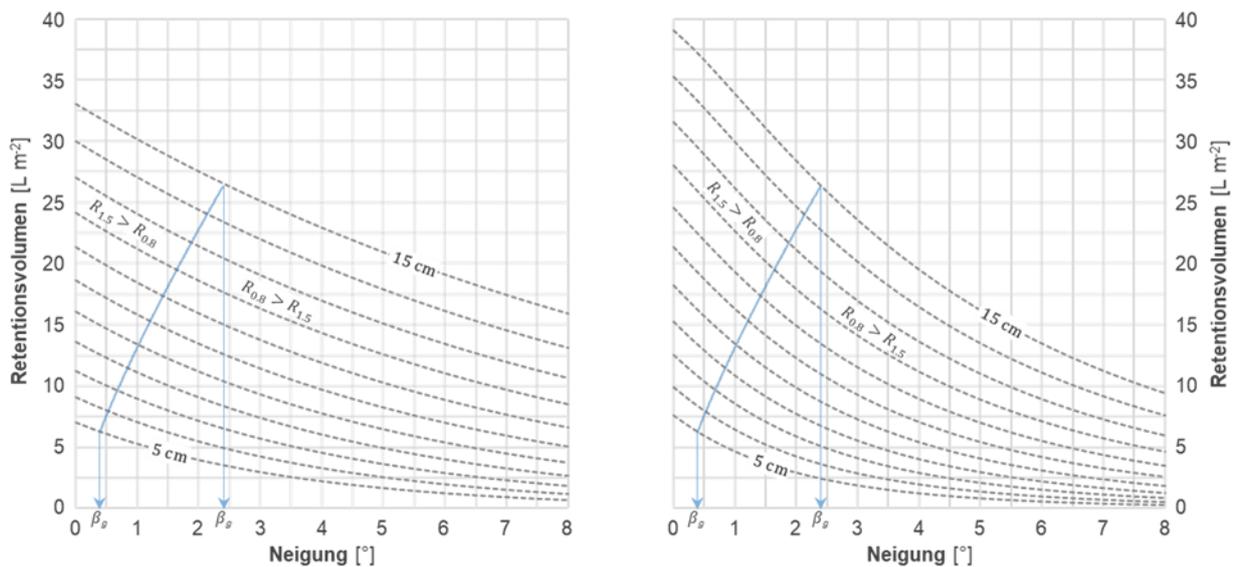


Abb. 8: Geometrisches Retentionsvolumen von Kartoffelquerdämmen – Links: Retentionswirkung von Kartoffelquerdämmen mit Abständen von 80 cm und Querdammhöhen von 5 bis 15 cm – Rechts: Retentionswirkung von Kartoffelquerdämmen mit Abständen von 150 cm und Querdammhöhen von 5 bis 15 cm – Die jeweiligen Bereiche höherer Retentionswirkung sind durch die blaue Grenzlinie gekennzeichnet

Für die Ermittlung einer leicht zu implementierenden, kurvilinearen Regressionsfunktion zur quantitativen Erfassung der Retentionsleistung von Kartoffelquerdämmen wurden jeweils Retentionsvolumina bei Querdammhöhen von 5, 6, ... bis 20 cm und Gefällen von 0, 1, 2, ... 20 % schrittweise separat berechnet, so dass für jede Datenkombination im Ergebnis das betreffende Retentionsvolumen in Litern pro Quadratmeter für Querdammabstände von 150 cm (Barbutte) und 80 cm (Dyker) erfasst wurden. Auf Basis dieser Daten wurden die in [39] und [40] angegebenen empirischen Funktionen ermittelt, die die geometrische Retentionswirkung (R) Kartoffelackers bei unterschiedlichen Neigungen und Querdammhöhen für Querdammabstände von 80 cm ($r^2 = 0.9804$) und 150 cm ($r^2 = 0.9924$) in guter Näherung wiedergeben. Die Retentionskapazität, angegeben in Litern pro Quadratmeter (= mm Wassersäule), kann damit im Modell in Abhängigkeit der DGM Neigung (β) und der vom Anwender festzusetzenden Höhe der Querdämme für die gewählten Abstände resp. eingesetzten Querdammhäufel direkt berechnet werden. In Abbildung 8 sind diese Retentionsfunktionen für Kartoffelquerdämme mit 80 und 150 cm Abstand graphisch dargestellt.

$$[39] \quad R_{0.8} = 0.962 a H^b \quad \text{mit } a = 394.58 \text{ EXP}(0.2424 (\beta + 1)) \text{ und } b = 0.176 (\beta + 1) + 1.2378$$

$$[40] \quad R_{1.5} = 0.949 a H^b \quad \text{mit } a = 322.58 (\beta + 2)^{1.127} \text{ und } b = 1.077 (\beta + 2)^{0.473}$$

$R_{0.8}$ = Retentionskapazität von Querdämmen im Abstand von 80 cm [L m⁻²], $R_{1.5}$ = Retentionskapazität von Querdämmen im Abstand von 150 cm [L m⁻²], H = Höhe der Querdämme [m], β = Neigung [°]

Da anwendungs- und umsetzungsorientierte RMMs möglichst valide Informationen zur optimalen geländespezifischen Konfiguration von Mitigationsmaßnahmen liefern sollten, wurden auf Basis beider Routinen auch eine Funktion realisiert die identifiziert, welche der beiden Querdammabstände in Abhängigkeit der mittleren Neigung eines Ackerschlaes und der gewählten Querdammhöhe die höhere Retentionskapazität und damit das höhere RMM Potential bietet. Dabei gilt, dass bei einer mittleren Neigung des Ackerschlaes unter [über] dem kritischen Neigungsgrenzwert (β_g) ein Abstand der Querdämme von 150 cm [80 cm] die höhere Retentionsleistung hat. Der Neigungsgrenzwert ist abhängig von der gewählten Querdammhöhe und errechnet sich nach [41] durch:

$$[41] \quad \beta_g = (11.3 H)^{1.65}$$

β_g = Grenzneigung [°], H = Höhe der Querdämme [m]

Wie Abbildung 8 verdeutlicht, sind Querdammabstände von 80 cm im stärker relieffierten Gelände effektiver, während im Flachrelief 150 cm Abstände vorzuziehen sind. Der in der Abbildung mit einer Pfeilsignatur gekennzeichnete kritische Neigungsgrenzwert von 2.4° [0.4°] bei einer Querdammhöhe von 15 cm [5 cm] entspricht einem Gefälle von 4.2 % [0.7 %].

4. Ergebnisse und Diskussion

Die Gliederung des nachfolgenden Ergebniskapitels orientiert sich weitgehend an der inhärenten Struktur der Modellierung, indem in Kapitel 4.2 die wichtigsten Ergebnisse des kontinuierlichen Modellaufs zusammengefasst werden, um nachfolgend die Resultate der Anbau- und Bewirtschaftungsszenarien (4.3) und RMM-Simulationen (4.4) zu präsentieren. Da Modellanwendungen und Ergebnisse im Kontext dieser Arbeit exemplarisch am Beispiel von zwei Testgebieten beschrieben werden, ist nachfolgend in 4.1 eine kurze Charakterisierung dieser Gebiete unter Berücksichtigung der, nach den in 3.1.2 beschriebenen Methoden zur Charakterisierung bodenhydrologischer Eigenschaften berechneten Bodenparameter, vorangestellt.

4.1 Testgebiet und Geobasisdaten

Mit den Testgebieten Gehle und Nauen wurden für die Ergebnispräsentation dieser Arbeit zwei jeweils 25 km² große Modelldomänen mit vergleichbarer landwirtschaftlicher Nutzungsstruktur und Reliefenergie ausgewählt, die sich aber hinsichtlich ihrer naturräumlicher Ausstattung und Bodenmerkmale deutlich unterscheiden. Das Testgebiet Gehle liegt im Einzugsgebiet der Bierde an der Landesgrenze von Nordrheinwestfalen und Niedersachsen. Das Bierde-Einzugsgebiet ist eins von insgesamt fünf kleinen Einzugsgebieten in NRW, Niedersachsen und Sachsen, in denen im Rahmen der Modellentwicklung seit 2013 hydrologische sowie teilweise auch meteorologische Messungen über einen längeren Zeitraum zur Plausibilisierung und Validierung von Modellkomponenten durchgeführt wurden (Wendland et al. 2016). Das Brandenburger Testgebiet Nauen wurde berücksichtigt, da dieses Gebiet für weiterführende Web-GIS Anwendungen und deren Evaluation durch Landwirte der Region vorgesehen ist. Eine Übersicht über die Lage, Topographie, Orographie, Hydrographie und die nach Gleichung [09] berechneten Infiltrationskapazitäten der Testgebiete ist den Abbildungen 9 und 10 zu entnehmen.

4.1.1 Testgebiet Gehle

Das Testgebiet Gehle liegt naturräumlich im Übergangsbereich zwischen Norddeutschem Tiefland und deutscher Mittelgebirgsschwelle. Das gemäßigte, subozeanische Klima ist im Modellzeitraum 01/2008 bis 12/2018 durch eine Jahresmitteltemperatur von 10.1°C und Monatsmitteltemperaturen zwischen 1.2 (Januar) und 18.8°C (Juli) gekennzeichnet. Bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 639 mm und Tagessummen von 1.2 mm d⁻¹ im Februar bis 2.4 mm d⁻¹ im August herrschen ganzjährig humide Klimabedingungen. Das überwiegend flach bis mäßig ondulierte Relief weist im Testgebiet Höhenlagen von 39 bis 65 m NHN auf. Neben Uferböschungen, sowie Bahn- und Straßendämmen treten Versteilungen nur lokal im Bereich des Ausstrichs kretazischer Kalke, Tonmergel und Sandsteine auf. Der größte Teil des Testgebiets ist von spätweichselzeitlichen Lössen, Sandlössen und holozänen fluvialen Ablagerungen bedeckt in denen sich überwiegend schluff-reiche Parabraunerden und Braunerden sowie Pseudogley-Braunerden (insbesondere über quartären Deckschichten) gebildet haben. Im Bereich der Alluvionen sind zumeist Auenböden und Gley-Braunerden ausgebildet. Während die Feldkapazität der tonigen bis lehmigen Schluffe und schluffigen Sande bei Werten zwischen 384 und 415 mm nur geringe Variationen aufweist, ist die Infiltrationskapazität mit unter 8 mm h⁻¹ auf schluff-reichen Böden (Ut4) in Hanglage und über 20 mm h⁻¹ bei sandigen Böden räumlich variabler. Die Grundwasserflurabstände liegen nach Angaben der BK50 NRW überwiegend bei 1.5 bis über 2 Meter und nur die Talböden sind in der BK50 als stärker Grundwasserbeeinflusste Standorte klassifiziert, werden als solche allerdings in der hier zugrunde

gelegten räumlich sehr grobauflösenden BÜK 200 nicht ausgewiesen. Gemessen an der Bodenwertzahl, einem Vergleichswert zur Bewertung der Ertragsfähigkeit und der damit verbundenen Reinertragsunterschiede landwirtschaftlicher Böden („bei ordnungsgemäßer Bewirtschaftung“), sind die Böden bei Bodenzahlen von ca. 45 bis 65 im Testgebiet als mittel bis hoch ertragsreich einzustufen. Die wichtigsten Anbaufrüchte sind lt. Agrarstrukturhebung 2007 Wintergetreide (insbesondere Winterweizen), Raps und Silomais. Mit einem landwirtschaftlichen Flächenanteil von ca. 60 % und sehr unterschiedlichen Ackerschlaggrößen zwischen 2 und 30 ha ist das Testgebiet Gehle charakteristisch für die sehr divers strukturierte Agrarlandschaft des ostwestfälisch-südwestniedersächsischen Raums (Wendland et al. 2016).

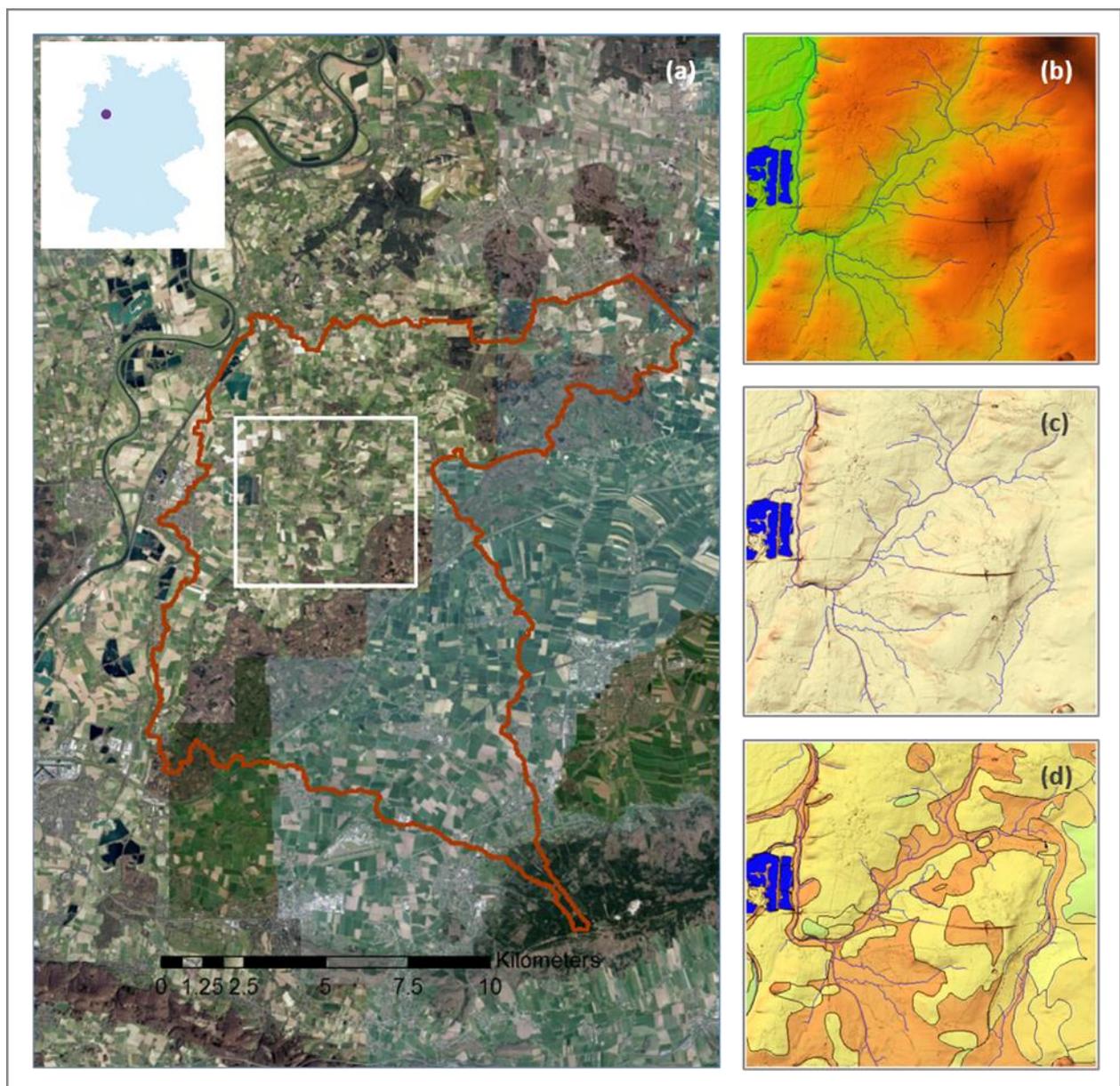


Abb. 9: Testgebiet Gehle – (a) Lage, (b) Orographie, (c) Neigung, (d) Bodengrenzen und Infiltrationskapazität – Abb. 9b: Meereshöhen von 39 m NHN (grün) bis 65 m NHN (braun) – Abb. 9c: Neigung von 0° (beige) bis >10° (rot) – Abb. 9d: Grenzen der Bodenartenuntergruppen (schwarze Linien), Infiltrationskapazität von 8 mm h⁻¹ (orange) bis >17 mm h⁻¹ (lichtgrün)

4.1.2 Testgebiet Nauen

Das Brandenburger Testgebiet Nauen liegt im östlichen Bereich des Havelländischen Luch, einem Niederungsgebiet im westlichen Warschau-Berliner Urstromtal, das heute anteilig als Naturschutz- und Europäisches Vogelschutzgebiet ausgewiesen ist. Bei einer Jahresmitteltemperatur von 10.1°C und eine Jahresamplitude von über 19°C (Januar: 0.7°C, Juli: 19.7°C) weist das Gebiet verglichen mit dem Testgebiet Gehle bereits eine deutlich stärkere subkontinentale Klimacharakteristik auf. Die hydroklimatischen Bedingungen sind bei durchschnittlichen Jahresniederschlägen von 555 mm und potentiellen Evapotranspirationsraten von 624 mm als sub-humid einzustufen, wobei insbesondere im Sommerhalbjahr (April bis September) die monatlichen klimatischen Wasserbilanzen bei Werten bis zu -45 mm (August) deutliche Niederschlagsdefizite anzeigen. Das mit glazifluvialen Talsanden verfüllte Niederungsrelief weist im Testgebiet Höhen von 27 bis 30 m NHN auf und ist nach Süden durch eine ausgeprägte Versteilung von den ca. 10 bis 15 m höher gelegenen Geestplatten abgesetzt, die im südwestlichen Bereich des Untersuchungsgebiets von Grundmoränenresten mit Höhen bis zu 60 m NHN durchragt werden. Im Bereich der glazifluvialen Talsande haben sich in reinen Sanden Gleye und Anmoorgleye entwickelt. Auf den Geestplatten in den schwach bis mittel lehmigen Sanden sind zumeist lessivierte Fahlerde-Braunerden und Pseudogley-Braunerden ausgebildet. Während die Feldkapazität der Böden bei Werten zwischen 384.5 mm (Ss) und 396.1 mm (SI3) räumlich sehr homogen ist, lässt das Raummuster der Infiltrationskapazität eine deutliche Zweigliederung des Testgebiets erkennen mit sehr hoher Wasserleitfähigkeiten von bis zu 29 mm h⁻¹ im nördlichen und nordöstlichen Niederungsbereich und 17 bis 22 mm h⁻¹ auf den Geeststandorten. Die naturräumliche Zweigliederung des Testgebiets ist auch mit starken Unterschieden bei den Grundwasserflurabständen verbunden, die nach Angaben des Landesamt für Umwelt (LfU 2022) Brandenburg im Bereich des Niederungsreliefs bei nur einem Meter liegen und damit die hydromorphen Gleye deutlich von den grundwasserfernen Geeststandorten abgrenzen. In Konsequenz weist der Geestbereich nahezu keine Oberflächengewässer auf, während das Niederungsrelief hydrographisch durch zahlreiche Gräben, Gerinne und Altarme gegliedert ist (vgl. Abbildung 10). Bei Bodenwertzahlen von 30 bis 50 fallen die Böden in die Klassen mittlerer bis geringer Ertragsfähigkeit. Dennoch ist das Gebiet intensiv landwirtschaftlich genutzt wobei insbesondere im ertragsreicheren Niederungsbereich auf oft größeren Schlägen Roggen, Gerste, Mais und Zuckerrüben angebaut werden. Auf den kleinräumig parzellierten Geest-Flächen ist auch Kartoffelanbau verbreitet.

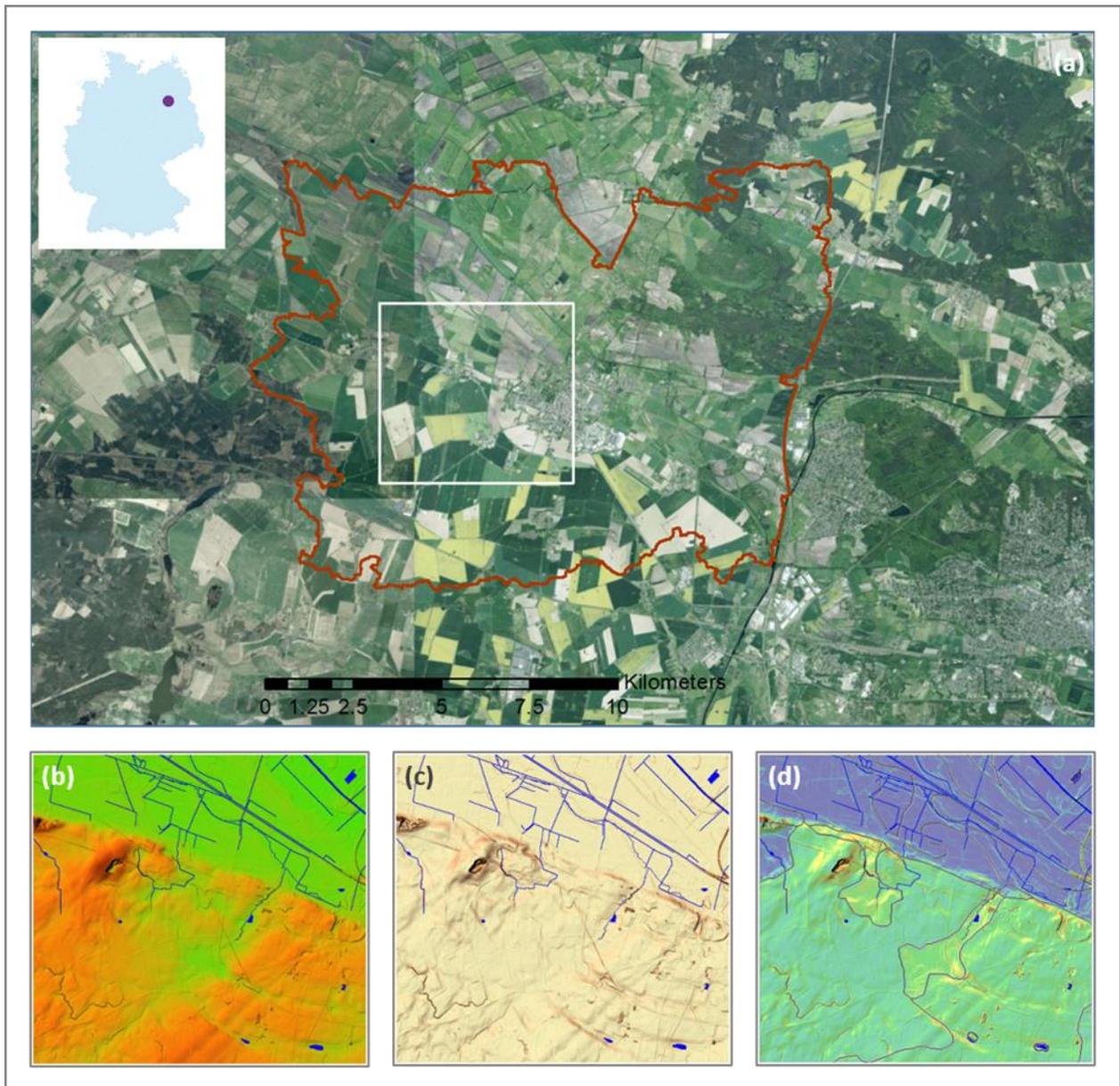


Abb. 10: Testgebiet Nauen – (a) Lage, (b) Orographie, (c) Neigung, (d) Bodengrenzen und Infiltrationskapazität – Abb. 10b: Meereshöhen von 27 m NHN (grün) bis 60 m NHN (braun) – Abb. 10c: Neigung von 0° (beige) bis > 10° (rot) – Abb. 10d: Grenzen der Bodenartenuntergruppen (schwarze Linien), Infiltrationskapazität von 15 mm h⁻¹ (gelb) bis > 27 mm h⁻¹ (blau)

4.2 Kontinuierlicher Modelllauf

Wie in Kapitel 3 dargelegt, dient der kontinuierliche Modelllauf der Generierung von Bodenfeuchte-Perzentilen, die in den Szenarien-Rechnungen zur Initialisierung der Bodenwassergehalte berücksichtigt werden (vgl. 4.3 und 4.4). Darüber hinaus bilden die Ergebnisse des kontinuierlichen Modelllaufs auch die zeitliche Variabilität der Runoff-Disposition in Abhängigkeit des Witterungsverlaufs im Modellzeitraum ab und ermöglichen darüber hinaus eine erste räumlich explizite Analyse der Runoff-Disposition in Abhängigkeit pedologischer und orographischer Standortfaktoren. Diese Aspekte werden nachfolgend thematisiert indem in 4.2.1 zunächst die zeitlichen Variationen auf Basis der Gebietsmittel räumlich aggregiert für das jeweilige Untersuchungsgebiet beschrieben werden um anschließend in 4.2.2 die räumlichen Variationen zu erörtern.

4.2.1 Zeitliche Variabilität

Um eine synoptische Darstellung der Abflussvariationen sowie der meteorologischen und bodenhydrologischen Variationen zu ermöglichen, sind in Abbildung 11 die Ergebnisse des kontinuierlichen Modelllaufs für den Zeitraum 01/2008 bis 12/2018 als Ganglinien bzw. Säulen- und Flächendiagramme in täglicher Auflösung dargestellt. Im Einzelnen abgebildet sind die Gebietsmittel des Niederschlags (PRE) und der potentiellen Evapotranspiration (ETO) sowie die modellierten Gebietsmittel des Oberflächenabflusses (CXT), des relativen Bodenwassergehalts (SWS) und des Gravitationswasserabflusses (GWF). Die Ganglinien der klimatischen Wasserbilanzen (KWB) wurden mit Gaußscher-Tiefpassfilterung geglättet, wobei die aus der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Normalverteilung abgeleiteten Filtergewichte eine 30-tägige Mittelung annähern und hochfrequente Schwankungen (< 30 Tage) unterdrücken (vgl. Schönwiese 2013).

Ogleich der Modellzeitraum nur 11 Jahre umfasst, sind mit den Jahren 2017 und 2018 zwei hydrometeorologisch sehr unterschiedliche Jahre erfasst. Das Trockenjahr 2018 war laut Dürremonitor des Helmholtzzentrums für Umweltforschung (UFZ 2022) in Deutschland erstmalig seit 1976 wieder mit einer großflächigen Dürre in der Vegetationsperiode (April bis Oktober) verbunden wobei die Bedingungen im Sommer und Herbst bis dato die extremsten im gesamten Monitoring Zeitraum seit 1951 waren. Im Testgebiet Nauen, wo die Monatsniederschläge in 2018 ab Mai extrem gering ausfielen und in den Monaten Mai, Juni und Oktober nur ca. 19% des langjährigen Mittels erreichten, lag die klimatische Wasserbilanz im April bis Oktober mit -481 mm um mehr als den Faktor 2 unter dem langjährigen Durchschnitt. Selbst im Testgebiet Nauen, wo die klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr in durchschnittlichen Jahren kaum negative Werte annimmt, waren die Bedingungen bei einem Niederschlagsdefizit von -381 mm in der Vegetationsperiode extrem trocken. Dagegen ist das Feuchtedargebot in 2017 sowohl in der Vegetationsperiode als auch im Gesamtjahr in beiden Gebieten überdurchschnittlich hoch. In Nauen fielen allein im Juni 2017 mit 215 mm Niederschlag über 40% des durchschnittlichen Jahresniederschlags während an der Gehle der Juliniederschlag mit fast 140 mm doppelt so hoch ausfiel wie in durchschnittlichen Jahren.

Wie in Abbildung 11 verdeutlicht, spiegeln die Bodenwassergehalte diese hydrometeorologischen Variationen wieder, wobei insbesondere das Trockenjahr 2018 in beiden Testgebieten mit geringen bis sehr geringen Bodenfeuchten von Mai bis Dezember hervorsteht. Abrupte Anstiege der Bodenwassergehalte sind an stärkere Niederschlagsereignisse oder mehrtägige Niederschlagsepisoden gebunden, die im Testgebiet Gehle bisweilen zu einer persistenten Aufsättigung oder Erhöhung der Bodenwassergehalte führen (z.B. 08/2010 – 01/2011, 06/2013 – 08/2013, 08/2015 – 12/2015, 07/2017 – 01/2018). Aufgrund der hohen Infiltrationskapazität der sandigen Substrate im Testgebiet Nauen sind dagegen stärkere Niederschlagsereignisse nur mit kurzen Spitzen in den Bodenwassergehalten verbunden, die mit Ausnahme des Niederschlagsereignisses vom 29.06.2017 und der niederschlagsreichen Episode vom 22.07. bis 26.07.2017 auch nicht Sättigungsniveau erreichten. Entsprechend sind die Bodenwassergehalte im Brandenburger Testgebiet durch eine hohe Variabilität gekennzeichnet und auch die absoluten und relativen Bodenwassergehalte des liegen trotz vergleichbarer Feldkapazitäten der Böden in allen Monaten deutlich unter den betreffenden Kenngrößen des Testgebiets Gehle. Gleiches gilt auch für die Gravitationswasserflüsse die angesichts der relativ geringen Bodenwassergehalte im Brandenburger Testgebiet mit einem Jahresmittel von 0.7 mm d^{-1} um etwa 0.6 mm d^{-1} (Februar) bis 1.3 mm d^{-1} (September) unter den betreffenden Werten des Testgebiets Gehle liegen und nur bei Aufsättigung mit Maxima bis zu 2.7 mm d^{-1} das hohe Tiefenperkolationsniveau an der Gehle erreichen.

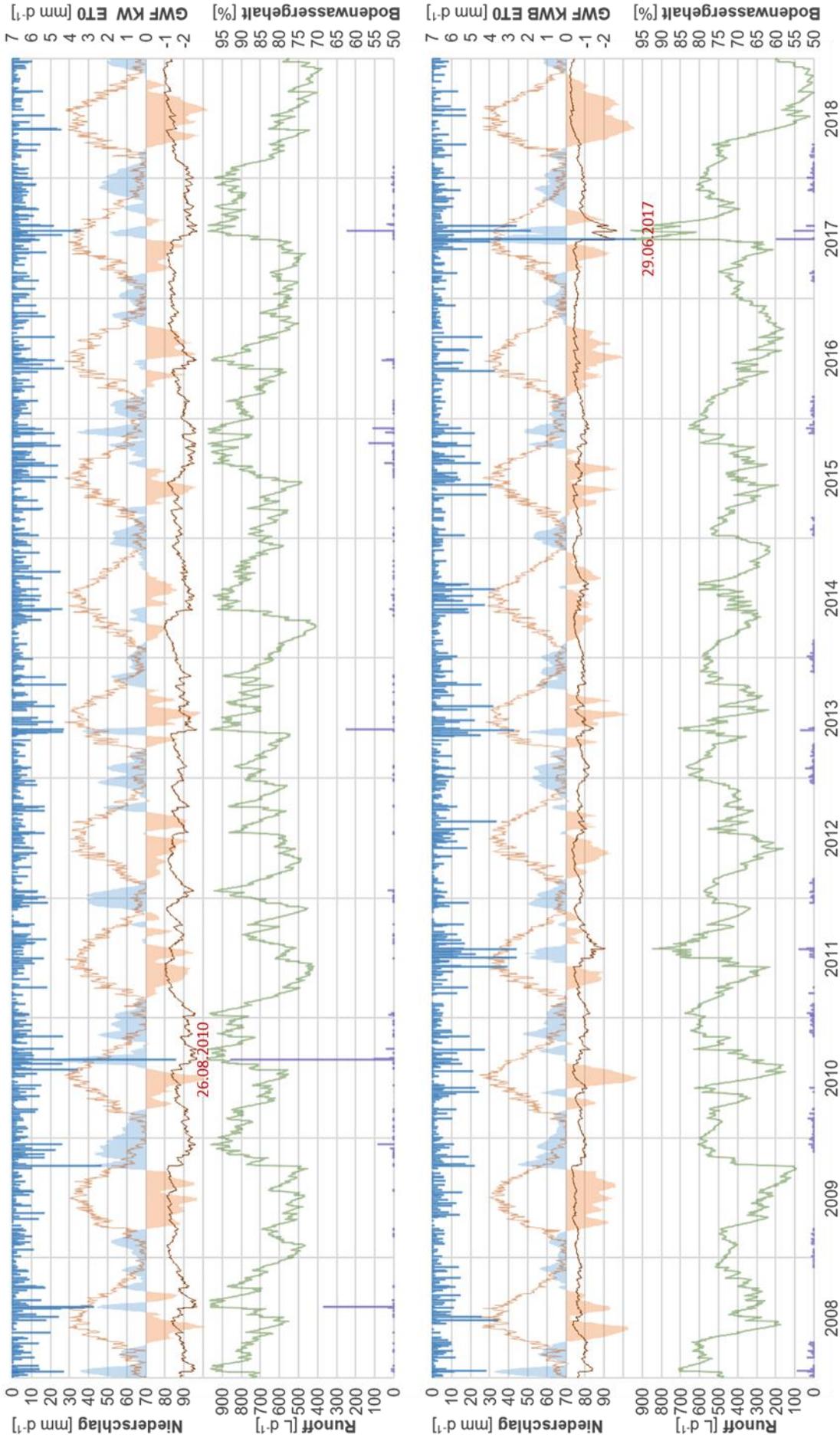


Abb. 11: Ergebnisse des kontinuierlichen Modellaufs (2008 – 2018) – Gebietsmittel für die Testgebiete Gehe (oben) und Nauen (unten) – Niederschlag (PRE): invertierte blaue Säulen – Runoff (CXT): lila Säulen – Tiefpassgefilterte Klimatische Wasserbilanz (KWB): orange Flächen signatur bei negativer und lichtblaue Flächen signatur bei positiver Wasserbilanz – Potentielle Evapotranspiration (ET0): rote Liniensignatur – Gravitationswasserabfluss (GWF): braune Liniensignatur – Relative Bodenwassergerhalte (SWS): dunkelgrüne Liniensignatur

Eine Analyse der zeitlichen Abflussvariationen verdeutlicht, dass Oberflächenabfluss kein zeitliches Kontinuum darstellt, sondern an diskrete Ereignisse gebunden ist. So treten im Testgebiet Gehle im 4018 Tage umfassenden Modellzeitraum nur an 36 Tagen Abflüsse mit Gebietsmitteln von über 10 L d^{-1} auf. Trotz der deutlich weniger prononcierten Abflusspeaks in Nauen wird dieser Grenzwert dagegen an 126 Tagen überschritten und belegt mithin eine höhere Runoff-Disposition, die im scheinbaren Widerspruch zu den relativ geringen Sättigungsgraden der Bodenwassergehalte steht. Wie nachfolgend in 4.2.2 zu zeigen sein wird, ist diese erhöhte Abflussneigung allerdings regional begrenzt auf die spezifischen bodenhydrologischen Bedingungen des Niederungsreliefs im Brandenburger Testgebiet zurückzuführen. Abflussspitzen über 100 L d^{-1} in Reaktion auf Starkregenereignisse oder niederschlagsreiche Witterungsepisoden treten an der Gehle an nur 5 Tagen bzw. in Nauen an nur 2 Tagen auf und unterstreichen die geringe Runoff-Neigung der im kontinuierlichen Modellauf zugrunde gelegten Grasreferenzbedingungen. Dennoch sind die exzeptionellen Niederschlagsereignisse am 29.06.2017 (Nauen) bzw. 26.08.2010 (Gehle) mit Abflussmaxima von fast 200 L d^{-1} in Nauen bzw. über 800 L d^{-1} an der Gehle verbunden, deren räumliche Verteilungen nachfolgend erörtert werden.

4.2.2 Räumliche Variabilität

Da im kontinuierlichen Modellauf eine isotrope Grasoberfläche angenommen wird, ermöglicht die Analyse der räumlichen Abflussverteilungen eine Identifikation des Einflusses pedologischer und orographischer Standortfaktoren auf die Abflussneigung. Dies berücksichtigend ist in Abbildung 12 der Infiltrationsüberschuss, getrennt nach Sättigungsüberschuss (*IXS*) und Infiltrationsüberschuss aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität (*IXH*), für die flächenmäßig dominanten Bodenartenuntergruppen beider Testgebiete im Jahresgang dargestellt. Die Kartendarstellungen der Abflussverteilungen in Abbildung 13 berücksichtigen jeweils die Starkregen- resp. Runoff-Ereignisse vom 29.06.2017 (Nauen) und 26.08.2010 (Gehle) sowie die Jahres- und Halbjahresmittel des Abflusses.

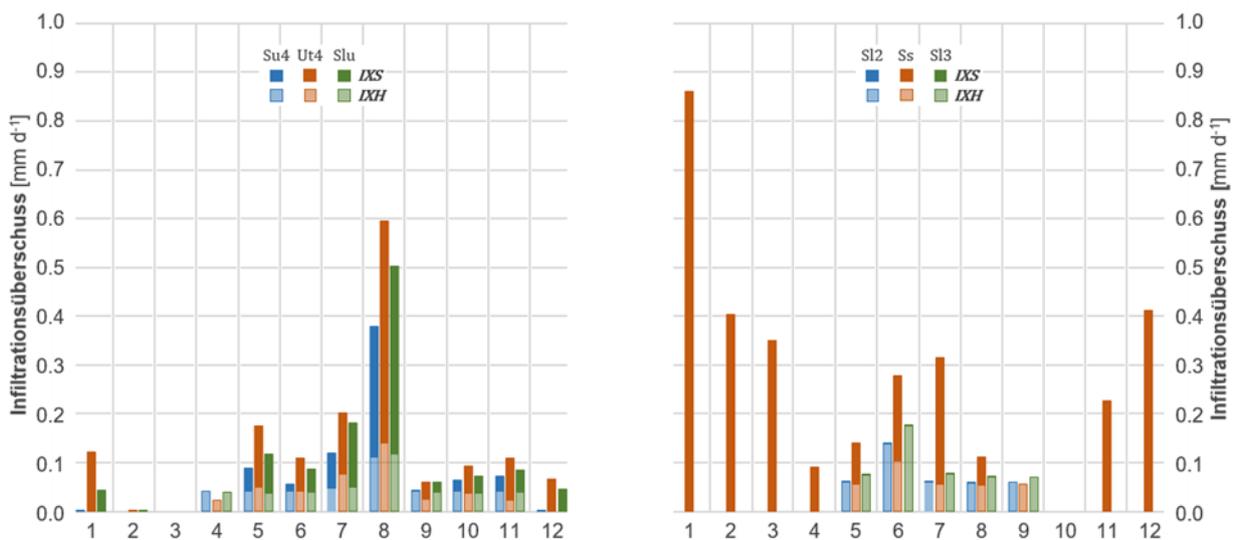


Abb. 12: Jahresgang des mittleren täglichen Infiltrationsüberschusses unterschiedlicher Bodenartenuntergruppen in den Testgebieten Gehle (links) und Nauen (rechts) – Infiltrationsüberschuss aufgrund von Bodensättigung (*IXS*) und Infiltrationsüberschuss aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität (*IXH*)

Wie in Abbildung 12 verdeutlicht weist der Infiltrationsüberschuss im Testgebiet Gehle einen bi-modalen Jahresgang mit einem ausgeprägten Maximum im August und einem sekundären Maximum im Januar auf. Während die Infiltrationsüberschüsse aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität (*IXH*) insbesondere im Sommerhalbjahr zu hohen Effektivniederschlägen beitragen, sind die monatlichen Gebietsmittel von Dezember bis März auf Sättigungsüberschüsse (*IXS*) zurückzuführen. Das gilt für alle hier berücksichtigten Bodenartenuntergruppen, die sich bei weitgehend identischer Saisonalität lediglich in den Magnituden unterscheiden. So weisen die stark tonigen Schluffe (Ut4) verglichen mit den tonärmeren Substraten etwas höhere Infiltrationsüberschüsse auf, die anteilig auch die geringeren Infiltrationskapazitäten dieser Böden widerspiegeln. Im Testgebiet Nauen sind dagegen die Infiltrationsüberschüsse in der Modellperiode fast vollständig auf den Bereich des hydromorphen Niederungsreliefs beschränkt. Bei den schwach bis mittel lehmigen Sanden (SI2, SI3) der Geest treten im gesamten Modellzeitraum kaum Sättigungsüberschüsse auf und auch die Infiltrationsüberschüsse aufgrund begrenzter Infiltrationskapazität erreichen aufgrund der im gesamten Testgebiet sehr hohen hydraulischen Leitfähigkeit der Böden nur geringe, auf die Monate Mai bis September begrenzte Magnituden.

Entsprechend dieser deutlichen, durch Bodeneigenschaften determinierten Differenzierung weist der Modellauf in Nauen nahezu ausschließlich Oberflächenabfluss für das Niederungsrelief aus. Wie in Abbildung 13 verdeutlicht, konzentrieren sich die Abflüsse in diesem Raum auf die Gerinnenahen Bereiche des Niederungsreliefs mit deutlicher Tendenz zur Abflusskonzentration in Senken und Altarmen, wo die Jahresmittel des Abflusses bis zu 50 L d^{-1} erreichen. Die winterlich erhöhten Infiltrationsüberschüsse (vgl. Abb. 13) manifestieren sich im Verteilungsmuster des Winterhalbjahres in entsprechend erhöhten Abflussmitteln von bis zu 75 L d^{-1} während die Höchstwerte der durchschnittlichen Abflussraten im Sommerhalbjahr unter 20 L d^{-1} liegen. Allerdings weist das Abflussmuster im Sommerhalbjahr auch für die Geeststandorte in den Trockentälern eine zumindest geringe, auf Horton-Abfluss zurückgehende Abflusskonzentration von unter 10 L d^{-1} aus.

Deutlich stärkere Horton-Abflüsse bis zu 300 L d^{-1} wurden in diesem Bereich dagegen für das Starkregenereignis vom 29.06.2017 simuliert. Langsam ziehende Gewitterzellen, begleitet von schweren Sturmböen und unwetterartigen Regen- und Hagelschauern waren an diesem Tag in Berlin und im östlichen Brandenburg mit extremen Niederschlagssummen von örtlich bis zu 200 mm verbunden, die insbesondere in Berlin zu starken Überflutungen und infrastrukturellen Schäden (u.a. durch überschwemmte U-Bahn-Stationen) geführt hatten. Wie in Abbildung 11 dargestellt, lag das Gebietsmittel des Tagesniederschlags bei diesem, von den Berliner Wasserbetrieben als Jahrhundertregen bezeichneten Niederschlagsereignis in Nauen immerhin bei 106 mm, und stellt damit das stärkste Niederschlagsereignis der Modellperiode dar. Selbst bei diesem Extremevent war der relativ niederschlagsarme Witterungsverlauf des Juni 2017 mit geringen Bodenwassergehalten verbunden (vgl. Abb. 11), sodass für die Geeststandorte im Testgebiet Nauen nur Horton-Runoff simuliert wurde. Auf den hydromorphen Standorten des Niederungsreliefs liefert die eventbezogene Simulation dagegen in Bereichen verstärkter Abflusskonzentration Runoff-Maxima von z.T. über 10.000 L d^{-1} , die, zeitlich diskretisiert, einer Direktabflussspende von ca. 0.1 L s^{-1} entsprechen und damit ein Niveau erreichen, dass für kleinere perennierende Gerinne charakteristisch ist.

Verglichen mit den Abflussmustern des Testgebiets Nauen weisen die Abflussverteilungen an der Gehle zwar insbesondere in den gerinne- und flussnahen Bereichen ebenfalls eine Tendenz zur Abflusskonzentration auf, erreichen darüber hinaus aber auch in Reliefmulden und flachkonkaven Mittel- bis Unterhangpartien flächenhaft erhöhte Magnituden, die im Jahresmittel Werte von bis zu 10 L d^{-1} erreichen. Neben der im Sommerhalbjahr erhöhten Runoff-Neigung, in der sich insbesondere die bereits in Abbildung 12 dargestellten hohen Infiltrationsüberschüsse im August widerspiegeln, fällt im direkten Vergleich der Halbjahresmittel auf, dass die Horton-Abflüsse im Sommer auch im Bereich der generell abflussarmen Scheitel- und Kuppenlagen zumindest mit geringen Abflussquantitäten verbunden sind,

während das Modell für diese Bereiche im Winterhalbjahr keinen Oberflächenabfluss ausweist. Das in Abbildung 13a dargestellte Ergebnis der Eventsimulation für das Niederschlagsereignis vom 26.08.2010 weist prononcierte Abflussmaxima im Bereich der bereits zitierten Gerinnenahen Reliefkonvergenzen aus, wo Magnituden über 10.000 L d^{-1} vielfach erreicht oder überschritten werden. Verglichen mit den Ergebnissen der Eventsimulation für das Testgebiet Nauen unterstreicht das insgesamt deutlich höhere und flächenverbreitete Abflussniveau an der Gehle, dass bei vergleichbaren Niederschlagsmengen die bindigen Substrate selbst bei Annahme einer isotropen, eher Runoff-hemmenden Grasoberfläche mit relativ erhöhten Runoff-Risiken verbunden sind, ein Aspekt der auch nachfolgend bei der Präsentation der Anbau- und Bewirtschaftungsszenarien zu berücksichtigen sein wird.

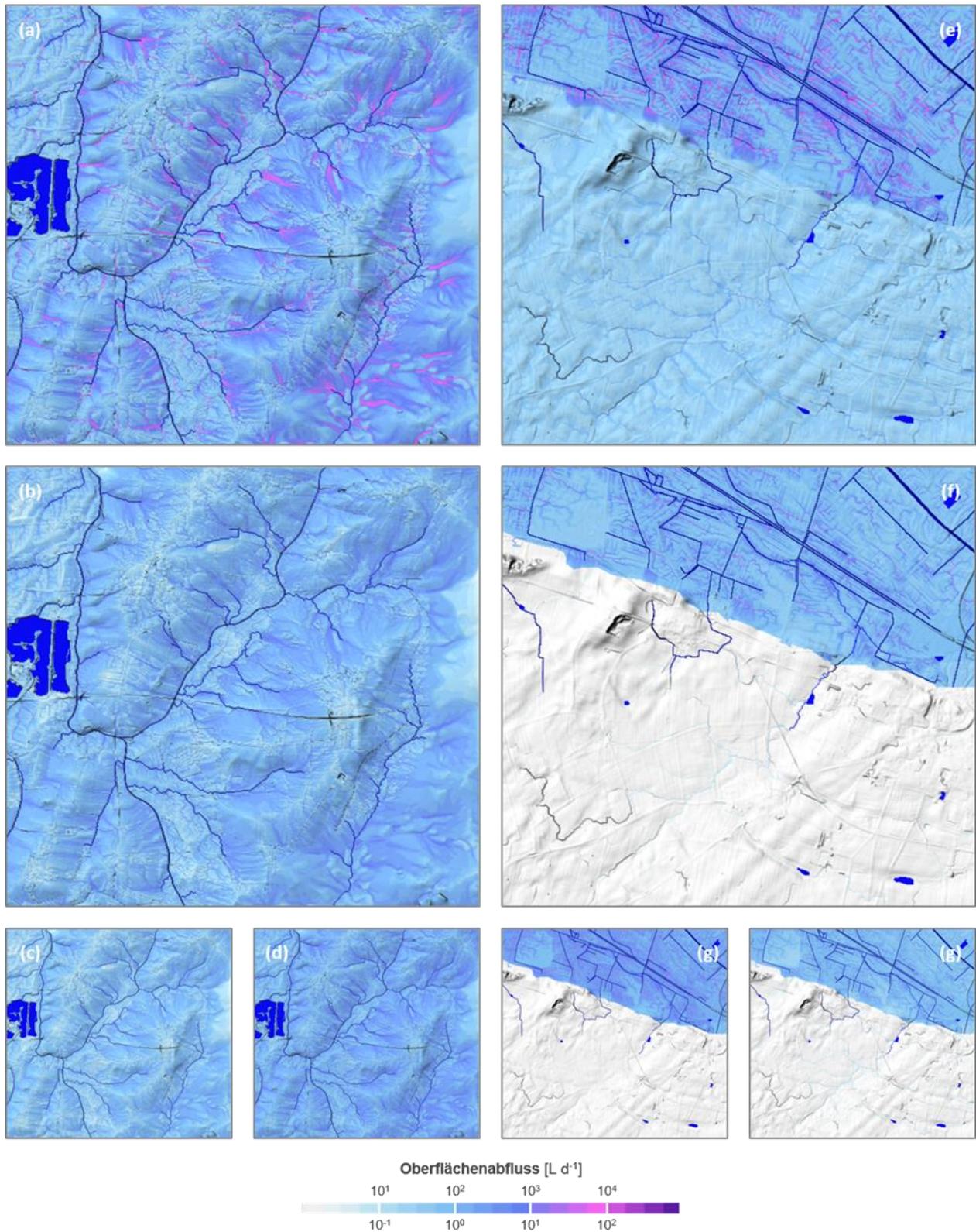


Abb. 13: Räumliche Verteilung des Oberflächenabflusses in den Testgebieten Gehle (links) und Nauen (rechts) – Abb. 13a: Oberflächenabfluss am 26.08.2010 – Abb. 13b: Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss – Abb. 13c: Mittlerer Oberflächenabfluss im Winterhalbjahr – Abb. 13d: Mittlerer Oberflächenabfluss im Sommerhalbjahr - Abb. 13e: Oberflächenabfluss am 29.06.2017 – Abb. 13f: Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss – Abb. 13g: Mittlerer Oberflächenabfluss im Winterhalbjahr – Abb. 13h: Mittlerer Oberflächenabfluss im Sommerhalbjahr – Bei Jahres- und Halbjahresmitteln sind die unteren Angaben der Farbskala gültig

4.3 Anbau und Bewirtschaftungsszenarien

Wie bereits einführend in Kapitel 1 betont, sollen die Szenarienrechnungen für verbreitet angebaute Ackerfrüchte und etablierte Fruchtfolgen eine Abschätzung von Runoff-Risiken ermöglichen, die trotz der großen Zahl von Freiheitsgraden, die den Abflussprozess determinieren bzw. beeinflussen, eine weitgehend standardisierte Abbildung saisonaler hydrometeorologischer Variationen und implizierter Runoff-Risiken leisten. Diese berücksichtigend werden nachfolgend in 4.3.1 zunächst die meteorologischen Szenarien und Bodenfeuchte-Perzentile, die als Antriebsdaten in die Szenarienrechnungen eingehen, vorgestellt. Obgleich diese Daten in den Abbildungen 14 und 16 als Jahresgänge dargestellt sind, handelt es sich dabei jeweils nicht um ein zeitliches Kontinuum, sondern jedes Modelldatum stellt ein separates Szenario dar. Im nachfolgenden Unterkapitel 4.3.2 erfolgt die graphische Präsentation der Anbauszenarien auf Basis von Boxplots unter Angabe statistischer Gebietskenngrößen des Abflusses (Mittelwerte, Extrema, 10-, 25-, 50-, 75-, 90-Perzentil) sowie der von Runoff betroffenen Flächenanteile des jeweiligen Testgebiets. Angesichts des umfangreichen Ergebnisvolumens der Szenarienrechnungen (6 [Hauptanbaufrüchte] × 12 [Monate] × 3 [Niederschlagsannuitäten] × 2 [Bodenfeuchte Perzentile] × 2 [Testgebiete] = 864 Szenarien) beschränken sich die graphischen Darstellungen auf eine Gegenüberstellung der moderaten vs. extremen hydrometeorologischen Szenarien (SWS 50-Perzentil / PEF 2-jährlich vs. SWS 90-Perzentil / PEF 20-jährlich). Eine vollständige tabellarische Übersicht der Szenarien-Rechnungen mit auf Gebietsebene aggregierten Kenngrößen (Mittelwert, Minimum, Maximum) für verschiedene Variablen ist ANHANG C zu entnehmen. Mit den Ergebnissen der Szenarienrechnungen für 3 etablierte Fruchtfolgen stellt Unterkapitel 4.3.3 abschließend die Runoff-Disposition der landwirtschaftlichen Produktion in Synthese dar. Die graphische Ergebnispräsentation erfolgt wiederum für ausgewählte Szenarien auf Basis von Boxplots, die den gesamten Fruchtfolge-Zyklus abbilden.

4.3.1 Antriebsdaten

In Abbildung 14 sind die monatlichen Gebietsminima und -maxima der Niederschlagstagesummen mit Wiederkehrfrequenzen von 2, 10 und 20 Jahren dargestellt, die aus den in 3.2.1 vorgestellten GFA Kenngrößen abgeleitet wurden. Danach weisen alle Jahresgänge in beiden Testgebieten ein breites Maximum von Juni bis August auf, welches die höhere Zeitleistung sommerlich konvektiver Niederschläge in den in der Größenfrequenzanalyse berücksichtigten Niederschlagszeitreihen widerspiegelt. Obgleich selbst die Gebietsmaxima mit 20-jährlicher Annuität bei Werten von ca. 45 bis über 50 mm deutlich unter dem Niveau des bereits zitierten „Jahrhundertregens“ vom 29.06.2017 in Nauen liegen, überschreiten die Tagessummen mit 20- und 10-jährlicher Annuität in allen drei Sommermonaten den 30 mm Schwellenwert für Starkregen (Mück 2000). In den Wintermonaten ist dagegen das statistische Starkregenrisiko bei Tagessummen von zumeist unter 25 mm deutlich geringer. Lediglich an der Gehele, wo die relativ hohen Differenzen von 5 bis 10 mm zwischen Gebietsmaxima und -minima die stärker ausgeprägten orographischen Niederschlagsmuster in diesem Testgebiet reflektieren, wird der 30 mm Schwellenwert im Dezember und Januar zumindest bei den Gebietsmaxima mit 20-jährlichem Wiederkehrintervall leicht überschritten.

Komplementär zur Abbildung 14 stellt Abbildung 15 exemplarisch für die Gebietsmittel von Januar und Juli die nach [25] ermittelten Verteilungen der stündlichen Niederschlagssummen dar. Auch die Graphen dieser Abbildung unterstreichen die Bedeutung sommerlich-konvektiver Niederschläge für die Runoff-Disposition und insbesondere für die Generierung von Horton-Abfluss, da neben höheren Tagessummen auch der statistisch ermittelte Anteil des Stundenmaximums am Tagesniederschlag in beiden Testgebieten mit über 45 % etwa doppelt so hoch ist, wie der entsprechende Anteil im Januar. In Konsequenz

werden für Niederschlagsereignisse mit 20-jährlicher Wiederkehrfrequenz im Juli Stundenmaxima von über 20 mm kalkuliert, die nach Starkregenklassifikation des DWD im oberen Wertbereich „markanter Wetterwarnung“ (15 bis 25 mm h⁻¹) liegen (GERICS 2022). Das Niederschlagsniveau für Unwetterwarnung von über 25 mm h⁻¹ wird jedoch in keinem Testgebiet zu keinem Modelldatum erreicht. Wie schon bei den Tagessummen, so sind auch die stündlichen Niederschläge im Winter bei Maxima von zumeist unter 6 mm eher moderat, wobei die höhere Zeitleistung und die etwas höhere Anzahl von Stundenwerten über 0.1 mm im Testgebiet Gehele im Januar den stärkeren Einfluss advektiver Niederschlagsregime widerspiegeln.

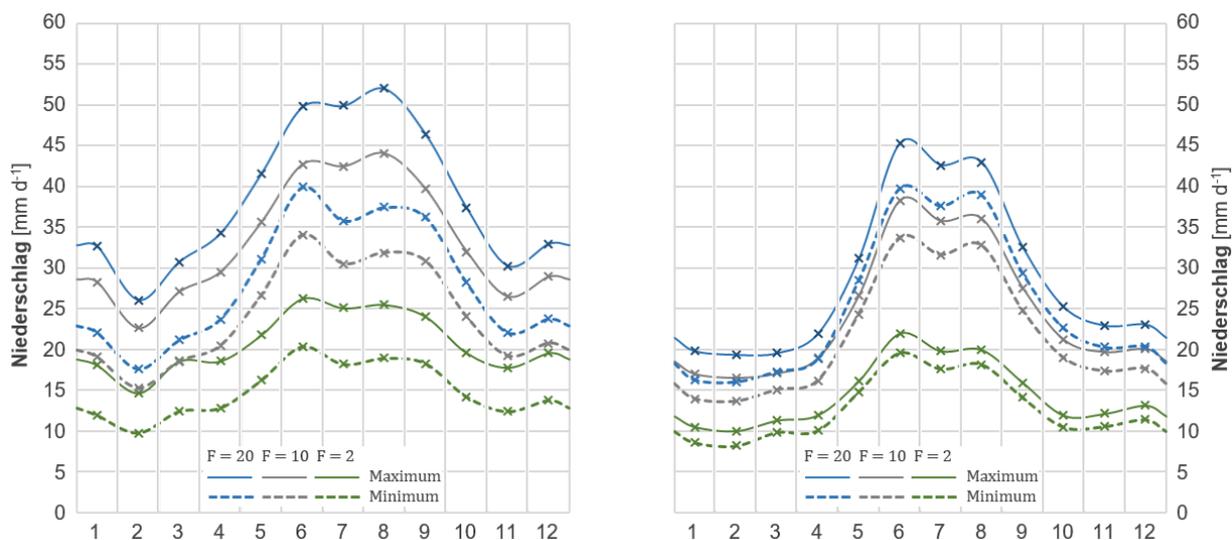


Abb. 14: Gebietsminima und Maxima der Niederschlagstagessummen mit Wiederkehrfrequenzen (F) von 2, 10 und 20 Jahren in den Testgebieten Gehele (links) und Nauen (rechts)

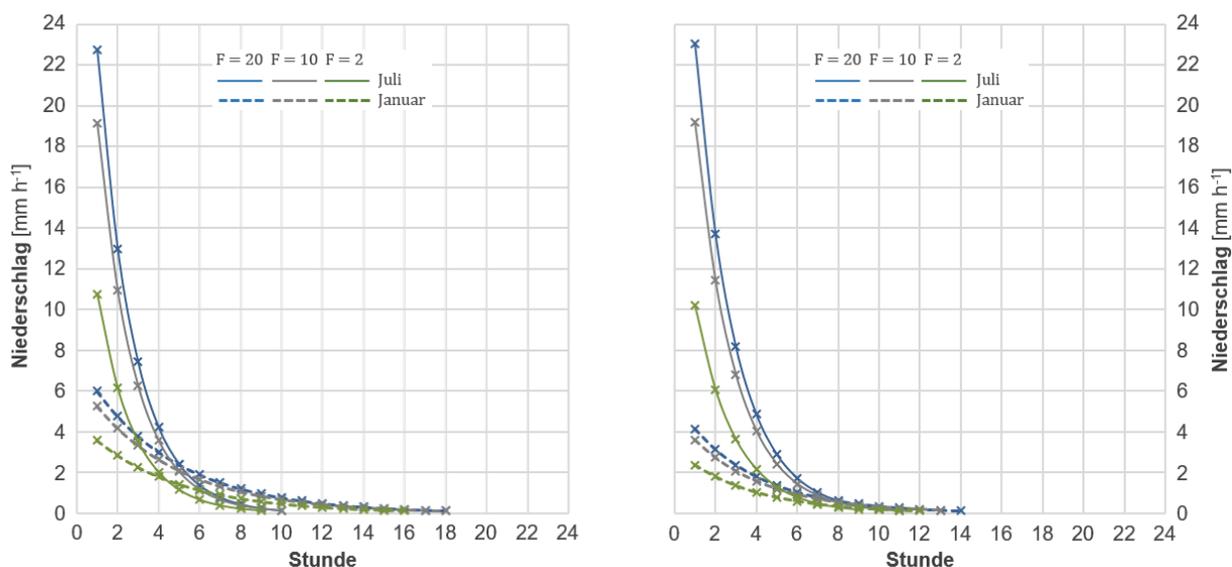


Abb. 15: Verteilung stündlicher Niederschlagssummen im Januar und Juli bei Tagesniederschlägen mit Wiederkehrfrequenzen (F) von 2, 10 und 20 Jahren in den Testgebieten Gehele (links) und Nauen (rechts)

Um eine gewisse Amplitude unterschiedlicher Bodenfeuchten als relevanten Dispositionsfaktor für Runoff-Risiken in den Szenarien-Rechnungen zu berücksichtigen, wurden, wie in 3.2.1 dargelegt, auf Basis der Ergebnisse des kontinuierlichen Modellaufs die 50-Perzentile der Bodenwassergehalte (für durchschnittliche Bodenfeuchten) und die 90-Perzentile (für überdurchschnittlich feuchte Bodenverhältnisse) ermittelt. Die Ergebnisse der statistischen Analysen sind in Abbildung 16 für die flächenmäßig dominanten Bodenartenuntergruppen im Jahresgang dargestellt. Wie gezeigt, weisen die 90-Perzentile im Testgebiet Gehle in der Grundtendenz einen charakteristischen Jahresgang mit erhöhten Magnituden in den Wintermonaten auf. Das auf erhöhte Evapotranspirationsraten zurückzuführende sommertypische Minimum tritt allerdings im Mai auf und bereits im September erreichen die Bodenwassergehalte das winterliche Niveau. Das 50-Perzentil zeichnet diesen Jahresgang bei vergleichbarer Schwankungsamplitude auf einem durchschnittlich um etwa 10 % erniedrigtem Niveau nach. Bei ganzjährig insgesamt relativ geringen Unterschieden zwischen den Bodenartenuntergruppen weisen die stark tonigen Schluffe (Ut4) die höchsten Bodenwassergehalte auf, und liegen dabei um 2 bis 6 % über den betreffenden Werten der sandreicheren stark schluffigen Sande (Su4) und schluffig-lehmigen Sande (Slu).

Deutlichere Unterschiede in den Wassergehalten wurden dagegen für das Testgebiet Nauen modelliert, wo die Werte der der Böden des Niederungsreliefs um ca. 19 bis 35 % über den betreffenden Werten der schwach bis mittel-lehmigen Sande (Sl2, Sl3) liegen des Geestbereichs liegen. Während die Wassergehalte des hydromorphen Niederungsbereichs insbesondere im 50-Perzentil einen ausgeprägten Jahresgang mit sehr niedrigen Werten von Mai bis September und angenäherter Bodensättigung von Dezember bis März aufweisen, ist die sommertypische Reduktion der Bodenwassergehalte im Geestbereich weniger deutlich ausgeprägt. Wie auch an der Gehle liegt das Minimum des 50-Perzentils hier bereits im Mai, wobei die mittel-lehmigen Sande (Sl3) gegenüber den schwach-lehmigen Standorten geringfügig höhere Sättigungsniveaus erreichen.

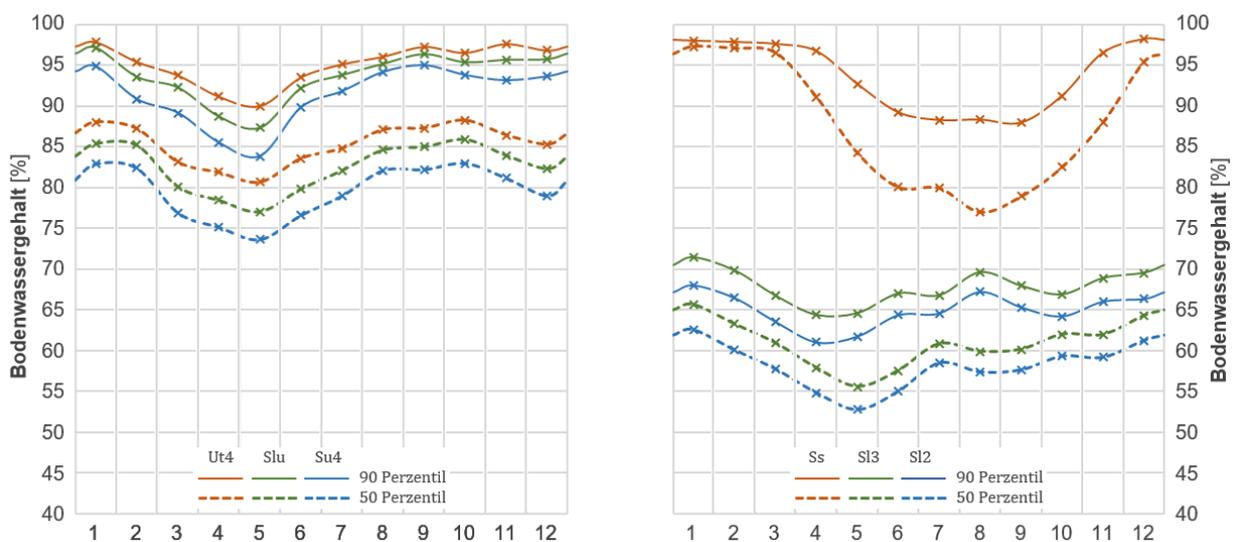


Abb. 16: Jahresgang des 50- und 90-Perzentils der relativen Bodenwassergehalte für unterschiedliche Bodenartenuntergruppen in den Testgebieten Gehle (links) und Nauen (rechts)

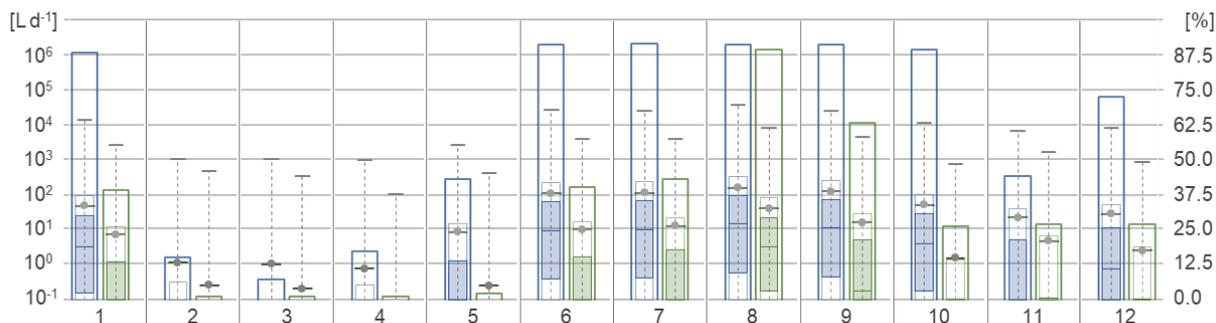


Abb. 17a: Runoff-Disposition von Gras in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-90 (grün) im Testgebiet Gehle – Boxplots mit Gebietskenngrößen des Oberflächenabflusses: 25-, 50, 75-Perzentil (farblich unterlegte Kastengraphik), 10-, 90-Perzentil (Kastengrafik ohne Farbsignatur), Gebietsmittel (schwarze Punkt-Strich-Signatur), Minima und Maxima (Whisker) [$L d^{-1}$] – Gerahmte Säulendiagramme: Gebietsanteil der von Runoff betroffenen Flächen [%]

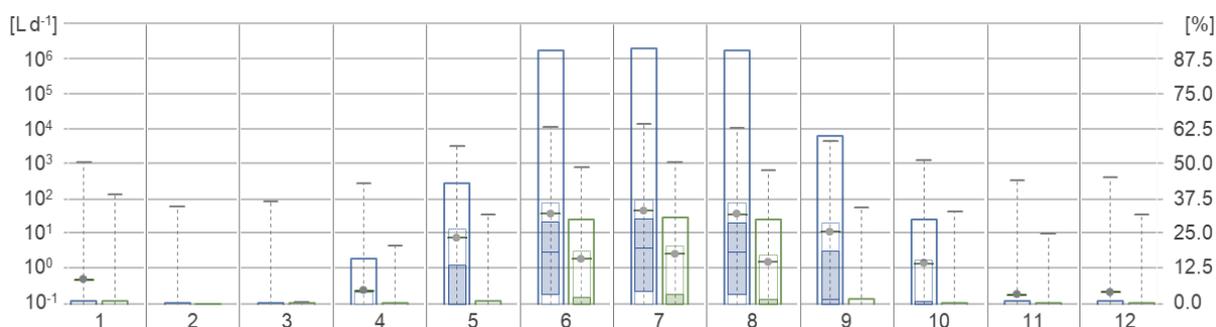


Abb. 17b: Runoff-Disposition von Gras in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-50 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Gehle – Graphische Signaturen wie in Abbildung 17a

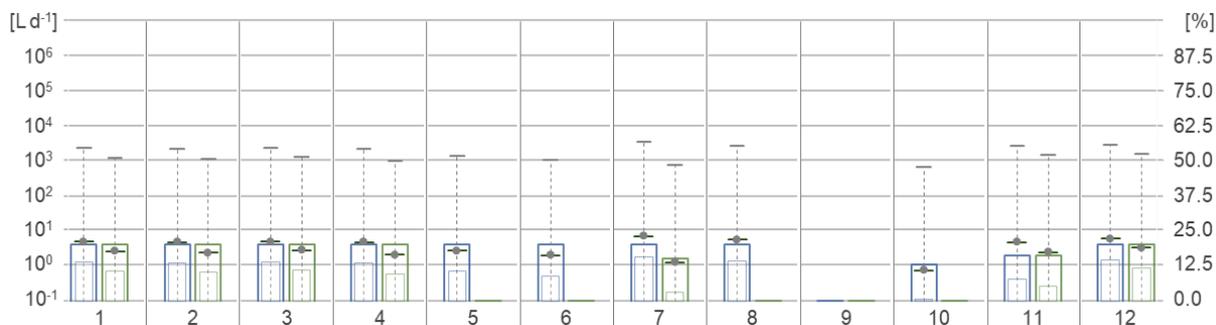


Abb. 17c: Runoff-Disposition von Gras in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-90 (grün) im Testgebiet Nauen – Graphische Signaturen wie in Abbildung 17a



Abb. 17d: Runoff-Disposition von Gras in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-50 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Nauen – Graphische Signaturen wie in Abbildung 17a

4.3.2 Anbauszenarien

Zur Unterstützung einer vergleichenden Analyse der Runoff-Disposition einzelner Anbaufrüchte sind den Anbauszenarien in Abbildung 17 zunächst die Ergebnisse von Grasreferenzszenarien vorangestellt, die die Magnitude des Runoff-Responses einer isotropen Grasoberfläche auf die hydrometeorologischen Szenarien in Boxplots darstellen. Für beide Testgebiete gegenübergestellt, sind jeweils die Ergebnisse der Niederschlagsszenarien für Tagessummen mit 20- und 2-jährlichen Wiederkehrintervall (nachfolgend bezeichnet als PEF-20 bzw. PEF-02) sowie für das 90- und 50-Perzentil der Bodenwassergehalte (nachfolgend bezeichnet als SWS-90 bzw. SWS-50). Danach muss für eine mit Gras bewachsene Fläche im Testgebiet Gehle bei 20-jährlichen Niederschlagsereignissen und erhöhter Prädisposition durch hohe Bodenwassergehalte (SWS-90) gemessen an den Gebietsmitteln von über 100 mm d^{-1} und einem, von Oberflächenabfluss betroffenen Flächenanteil von ca. 90 % von einer erhöhten Runoff-Disposition von Juni bis September ausgegangen werden (Abb. 17a), die insbesondere die hohen sommerlichen Niederschlagssummen des PEF-20 Szenarios reflektiert (vgl. Abb. 14). Bei moderaten Bodenfeuchten (SWS-50) sind die Gebietsmittel dagegen bereits um ca. 60 % (Juli) bis 90 % (September) reduziert (Abb. 17b), wenngleich sich der betroffene Flächenanteil zumindest von Juni bis August kaum ändert. Besonders deutlich zeigt sich die reduzierte Prädisposition gegenüber Abflussrisiken des SWS-50 Szenarios im gesamten Winterhalbjahr, wo nur noch geringe Runoff-Quantitäten berechnet werden.

Die Relevanz der Bodenfeuchte als wichtige Prozessdeterminante wird auch in den Ergebnissen der Szenarien-Rechnungen mit reduzierten Niederschlagszeitleistungen (PEF-02) verdeutlicht, wo beim 90-Perzentil der Bodenwassergehalte wiederum in den Monaten Juni bis September noch Gebietsmittel über 10 L d^{-1} und betroffenen Flächenanteilen bis zu 90 % (August) simuliert werden (Abb. 17a). Bei moderaten Bodenfeuchten (SWS-50) geht das Runoff-Risiko schließlich gegen Null (Abb. 17b), da die modellierten Gebietsmittel des Oberflächenabflusses von ca. 1 bis 5 L d^{-1} lediglich auf Geländeversteilungen zurückzuführen sind, sodass aufgrund der reduzierten Infiltrationskapazität in diesen Reliefsituationen bereits bei stündlichen Niederschlägen von ca. 10 mm Horton-Abfluss erfolgen kann.

Während im Testgebiet Gehle das sommerliche Abflusssignal dominiert, zeigen die entsprechenden Ergebnisse der Szenarien-Rechnungen für das Testgebiet Nauen bei Niederschlägen mit geringer 20-jährlicher Frequenz (PEF-20) und erhöhten Bodenwassergehalten (SWS-90) keinen so ausgeprägten Jahresgang (Abb. 17c). Mit Ausnahme des Monats September treten ganzjährig Runoff-Quantitäten auf, die allerdings selbst eingedenk des Flächenteils der nur gering von Runoff-Risiken betroffenen Geestbereiche deutlich geringer ausfallen als an der Gehle. Dies wird besonders deutlich bei einem Vergleich der absoluten Maxima, die auch im Niederungsbereich selbst in den besonders gegenüber Abflussprozessen exponierten Altarmen und Senken bei Werten von bis zu 3395 L d^{-1} (Juli) nur etwa ein Zehntel des Augustmaximums an der Gehle erreichen. Bei den geringeren Bodenfeuchten des SWS-50 Szenarios reduziert sich dieses Runoff-Risiko nochmals deutlich, wobei im Kontrast zur Gehle dann nur noch die, durch winterliche Aufsättigung auch im SWS-50 relativ erhöhten Bodenwassergehalte (vgl. Abb. 17d) bei hoher Niederschlagszeitleistung im Niederungsrelief mit Oberflächenabfluss verbunden sind. Wie schon im Testgebiet Gehle, so belegen die Simulationsergebnisse prinzipiell auch für Nauen den starken Einfluss der Bodenfeuchten auf die Runoff-Disposition. So liegen die Abflussmengen bei Niederschlägen mit nur 2-jährlicher Annuität aber hohen Bodenwassergehalten im April, Juli und November sogar über den entsprechenden Werten der komplementären Szenario-Kombination aus moderater Bodenfeuchte (SWS-50) und hoher Niederschlagsleistung (PEF-20), während von Januar bis März dagegen die Szenario-Kombination SWS-90/PEF-02 geringfügig unter den Ergebnissen der Szenario-Kombination SWS-50/PEF-20 liegt. Die relativ hohe winterliche Runoff-Disposition in Nauen wird schließlich auch in den Ergebnissen für die moderateste Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 verdeutlicht, wo selbst bei mittleren Bodenwassergehalten und 2-jährlichen Niederschlagsannuitäten von Dezember bis März zumindest

geringe Abflussquantitäten berechnet werden, wenngleich auch hier die Runoff-Signale auf die erhöhte Relief-Disposition im Bereich lokaler Verteilungen resp. lokal reduzierter Infiltrationskapazitäten zurückzuführen sind.

Tab. 2: Gebietsmittel des Oberflächenabflusses [$L d^{-1}$] im Testgebiet Gehle für unterschiedliche Anbaufrüchte in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 (AZ = Anbauzyklus)

PEF-20/SWS-90	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	∅ AZ
Mais	*	*	*	281	640	829	155	163	322	249	*	*	377
Winterweizen	252	37	96	14	24	118	237	*	*	*	190	136	123
Hafer	*	*	174	281	526	614	107	239	*	*	*	*	323
Winterraps	169	10	12	1	11	59	330	390	844	425	79	95	202
Zuckerrübe	*	*	*	240	571	862	219	131	238	163	*	*	346
Kartoffel	*	*	*	100	382	829	121	180	296	210	*	*	303
Gras	47	1	1	1	8	106	112	156	123	49	22	28	55
PEF-02/SWS-50	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	∅ AZ
Mais	*	*	*	1	31	8	9	3	1	1	*	*	8
Winterweizen	0	0	0	0	0	5	114	*	*	*	0	0	13
Hafer	*	*	1	1	4	6	6	112	*	*	*	*	22
Winterraps	0	0	0	0	0	3	154	3	100	1	0	0	22
Zuckerrübe	*	*	*	1	13	9	6	3	0	0	*	*	5
Kartoffel	*	*	*	1	2	8	6	3	1	1	*	*	3
Gras	0	0	0	0	0	2	3	2	0	0	0	0	1

Tab. 3: Gebietsmittel des Oberflächenabflusses [$L d^{-1}$] im Testgebiet Nauen für unterschiedliche Anbaufrüchte in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 (AZ = Anbauzyklus)

PEF-20/SWS-90	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	∅ AZ
Mais	*	*	*	83	122	125	16	4	2	11	*	*	52
Winterweizen	72	69	73	79	0	0	30	*	*	*	71	86	53
Hafer	*	*	73	83	116	61	11	21	*	*	*	*	61
Winterraps	56	53	57	18	0	0	32	27	109	40	54	67	43
Zuckerrübe	*	*	*	97	122	141	30	2	0	6	*	*	57
Kartoffel	*	*	*	97	122	118	14	6	2	8	*	*	53
Gras	5	5	5	5	3	2	7	6	0	1	5	6	4
PEF-02/SWS-50	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	∅ AZ
Mais	*	*	*	44	59	0	0	0	0	0	*	*	15
Winterweizen	38	35	42	1	0	0	4	*	*	*	0	39	18
Hafer	*	*	42	44	51	0	0	2	*	*	*	*	23
Winterraps	26	26	32	0	0	0	7	0	0	0	0	27	10
Zuckerrübe	*	*	*	52	55	0	0	0	0	0	*	*	15
Kartoffel	*	*	*	50	24	0	0	0	0	0	*	*	10
Gras	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1

Verglichen mit diesen Grasreferenz-Szenarien treten bei Anbaufrüchten saisonal spezifische, auf die Pflanzenphänologie sowie den Anbauzyklus und die Bewirtschaftung zurückzuführende Abflussquantitäten auf, die nachfolgend skizziert werden. Soweit nicht anders zitiert, entstammen spezifische quantitative Angaben zur Pflanzenphänologie und zu saisonalen Bedeckungsgraden einzelner Anbaufrüchte den Datengrundlagen, die das IbF im Rahmen der Entwicklung des Gewässerschutzberaters bei verschiedenen Fachbehörden (u.a. den Landwirtschaftskammern der Bundesrepublik) akquiriert hat. Angaben zu Saatzeiten und Stärken wurden LWK NRW (2015a) entnommen. Um die Amplitude der

hydrometeorologischen Antriebsdaten und den betreffenden Runoff-Respons zu berücksichtigen, ist in den Boxplots jeweils die *worst-case* Szenario-Kombination (PEF-20/SWS-90) und die *best-case* Szenario-Kombination (PEF-02/SWS-50) gegenübergestellt. Auf der Zeitachse sind die Aussaat- und Ernte-Monate farblich unterlegt. Unter Hinweis auf die Ergebniskombination im ANHANG C werden nachfolgend nur die wichtigsten Charakteristika der saisonalen Runoff-Disposition skizziert, wobei insbesondere die monatlichen Gebietsmittel unter Berücksichtigung der in beiden Testgebieten sehr unterschiedlichen, zu Oberflächenabfluss beitragenden Flächenanteile in Relation zu den betreffenden Grasreferenzwerten berücksichtigt werden. In den Tabellen 2 und 3 sind diese Gebietsmittel in Übersicht abgebildet. Kartendarstellungen der räumlichen Runoff-Verteilung für ausgewählter Anbaufrüchte sind den Abbildungen 24 (Gehle) und 25 (Nauen) zu entnehmen wobei mit Rücksicht auf die Vergleichbarkeit jeweils die Ergebnisse der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 für den Juni abgebildet sind.

Mais (*zea mays* subsp. *mays*): Gemessen an den globalen Getreideernten stellt die C₄-Pflanze Mais heute weltweit die meistproduzierte Getreideart dar und wird überwiegend zu Maissilage zur Verfütterung an Nutztiere verarbeitet. Seit der Entwicklung angepasster Sorten in den 1970er Jahren, hat sich der Maisanbau in Deutschland stark ausgeweitet und nimmt mittlerweile (Stand 2021) auch aufgrund der rasch wachsenden Bedeutung als Bioenergiepflanze nach Angaben des Statistischen Bundesamtes (2022) mit 32.2 % der Getreideanbaufläche Deutschlands nach Winterweizen den höchsten Flächenanteil ein. Mais wird in Reihen im Abstand von ca. 0.75 m und einem Säabstand von 0.1 bis 0.2 m als Einzelkornsaat mit Einzelkornsämaschinen gesät. Neben dieser linearen, hydraulisch glatten mikrotopographischen Saatstruktur gilt Mais u.a. als besonders exponiert gegenüber Runoff-Prozessen, da nach dem, in Deutschland zumeist im April bereiteten Saatbett, das wesentliche Pflanzenwachstum erst im Mai einsetzt, sodass Mitte Mai der Bodenbedeckungsgrad nur bei ca. 10 % liegt. In dieser frühen phänologischen Phase im Frühling bzw. Frühsommer ist der Oberboden daher gegenüber zunehmend konvektiven Niederschlägen relativ ungeschützt und erst nach Reihenschluss der Maispflanzen im Sommer ist das Runoff-Risiko wieder reduziert.

Dies berücksichtigend spiegeln die Boxplots in Abbildung 18 diese erhöhte Runoff-Disposition des Mais mit maximalen, die entsprechenden Gebietskenngrößen der Grasreferenzszenarien um ein vielfaches übertreffenden Quantitäten im Mai und Juni für beide Testgebiete wieder. An der Gehle liegt das Maximum der monatlichen Gebietsmittel mit ca. 829 L d⁻¹ im Juli um den Faktor 5 über dem Augustmaximum des Grasreferenzwertes, während in Nauen bei insgesamt geringerem Runoff-Niveau das Risiko für Oberflächenabfluss bei Maisanbau gemessen am Höchstwert der monatlichen Gebietsmittel von ca. 125 L d⁻¹ gegenüber Gras 18-fach erhöht ist. Neben den Gebietsmitteln und Perzentilen belegen auch die Runoff-Maxima diese erhöhte Exposition. Erst in der Reifephase im August und September reduziert die hohe Bestandsdichte die Gebietsmaxima auf das Niveau der Referenzwerte für Gras während die Gebietsmittel selbst in diesen Monaten die Grasreferenzwerte geringfügig übertreffen. Abweichend von diesen ausgeprägten saisonalen Variationen in den Runoff-Quantitäten weist die von Runoff betroffene Gesamtfläche nur relativ geringe Variationen auf und liegt in der worst case Szenario-Kombination (PEF-20/SWS-90) an der Gehle bei über 90 % während in Nauen der betreffende Flächenanteil von ca. 20 % (September) bis über 34 % (April bis Juni) wiederum die geringe Runoff-Disposition der Geeststandorte reflektiert. Stärkere saisonale Unterschiede werden dagegen bei der best case Szenario-Kombination (PEF-02/SWS-50) deutlich, wo in Nauen ab Juni kein Runoff mehr kalkuliert wird, während an der Gehle, bedingt durch das auch bei 2-jährlicher Niederschlagsannuität relativ hohe sommerliche Niederschlagsniveau von ca. 20 bis 25 L d⁻¹ (vgl. Abb. 14), noch ca. 30 bis 34 % der Fläche bei allerdings sehr geringer Intensität von Oberflächenabfluss betroffen sind.

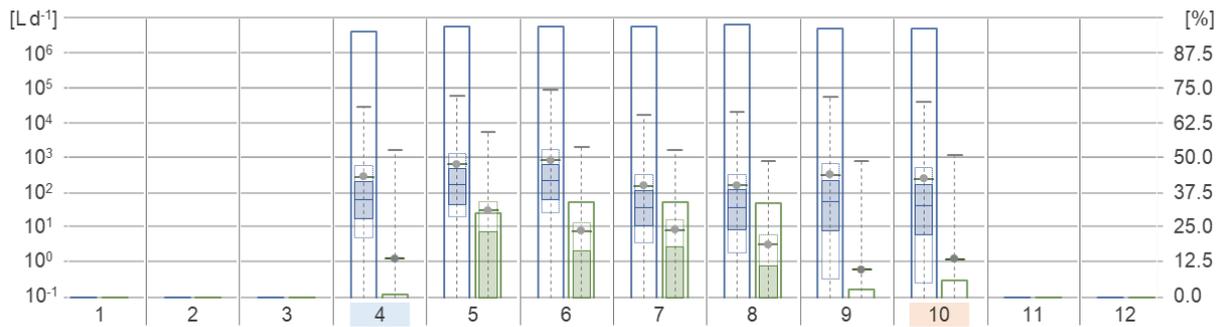


Abb. 18a: Runoff-Disposition von Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Gehle – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

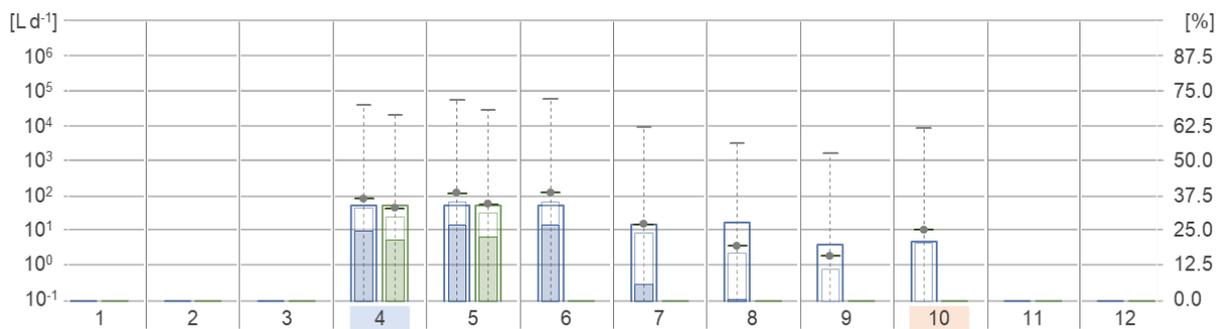


Abb. 18b: Runoff-Disposition von Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Nauen – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

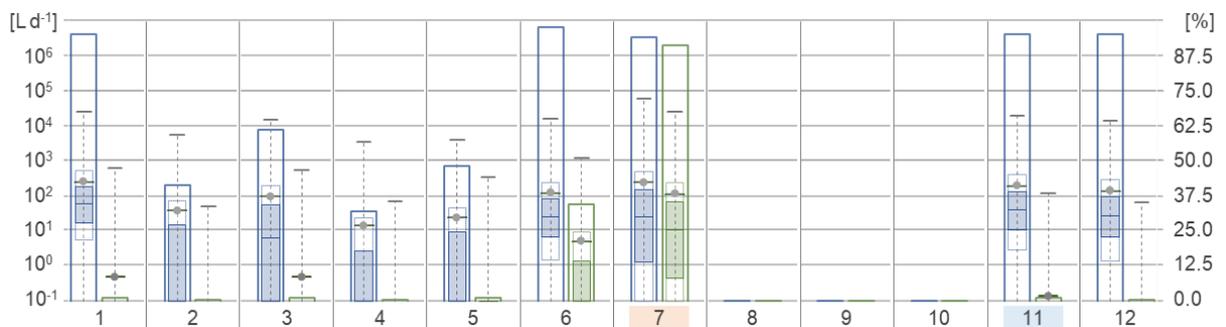


Abb. 19a: Runoff-Disposition von Winterweizen in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Gehle – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

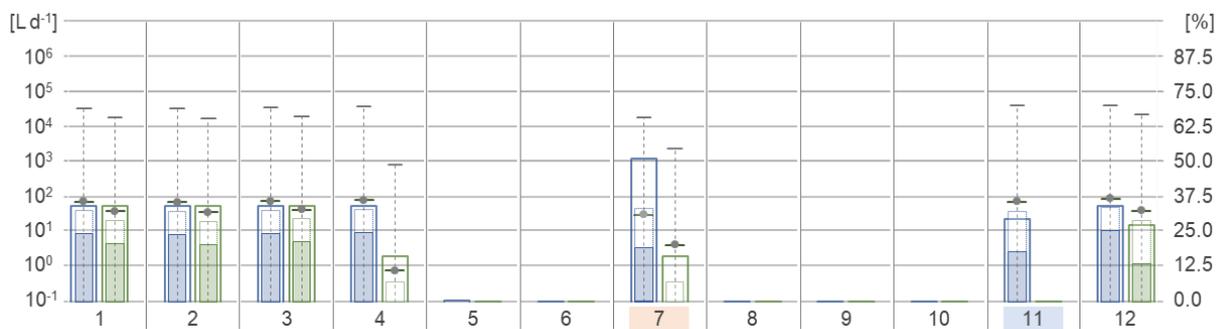


Abb. 19b: Runoff-Disposition von Winterweizen in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Nauen – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

Winterweizen (*triticum spec.*): Weizen gehört neben Mais und Reis zu den wichtigsten Getreidearten für die Welternährung und nimmt in Deutschland mit 34.5 % (Stand 2021) den größten Flächenanteil unter den Getreidesorten ein. Dabei wird weitüberwiegend (ca. 90 %) Winterweizen angebaut, der nach Ende der Keimruhe des Saatguts zumeist im Herbst ausgesät wird. Da Winterweizen als spätsaatverträgliche Anbaufrucht auch noch bei relativ geringen Bodentemperaturen keimt, ist eine Aussaat bis Dezember möglich. In der Modellierung wurde allerdings unter Berücksichtigung der üblichen landwirtschaftlichen Praxis in beiden Testgebieten der November als Aussaatmonat und der Juli als Erntemonat berücksichtigt. In der Erosionsforschung gilt Winterweizen verglichen mit Sommergetreide als weniger erosionsanfällig (Blume et al. 2010), da sich nach Germination bereits im Winter eine geringe, den Oberboden schützende Vegetationsdecke entwickelt, die im März einen Flächenanteil von ca. 10 % erreicht und dann schnell bis Mai auf über 75 % ansteigt.

Wie Abbildung 19 verdeutlicht, resultiert diese geringe winterliche Vegetationsbedeckung allerdings nicht generell in einer hydraulisch wirksamen erhöhten Oberflächenrauigkeit, sodass im Testgebiet Gehle neben dem, u.a. aufgrund hoher Niederschlagssummen besonders Runoff gefährdeten Erntemonat Juli auch im Januar noch überdurchschnittlich hohe Abflussquantitäten simuliert werden. Da aber die Abflussneigung in den anderen Monaten gemessen an den Gebietsmittelwerten relativ moderat ist, weist Winterweizen gemittelt über den gesamten Anbauzyklus verglichen mit den anderen Feldfrüchten die insgesamt geringste Abflussneigung auf. Abweichend vom saisonalen Muster an der Gehle muss dagegen nach den Modellergebnissen im Testgebiet Nauen von November bis April von einem erhöhten Runoff-Risiko ausgegangen werden, wobei die betroffenen Flächenanteile von ca. 30 bis 34 % die hohen Bodenwassergehalte des Niederungsreliefs in der worst case Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 widerspiegeln. Aufgrund der bereits zitierten hohen Sättigungsgrade des 50-Perzentils von Dezember bis März (vgl. Abb. 16) ist in diesen Monaten auch für die Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 trotz der geringen Niederschlagstagesummen von ca. 10 bis 15 L d⁻¹ (vgl. Abb. 14) eine allerdings geringe Runoff-Disposition gegeben. An der Gehle ist dieses Risiko dagegen in der best case Szenario-Kombination ausgesprochen gering, sodass lediglich das relativ hohe sommerliche Niederschlagsniveau des PEF-02 Bodenfeuchteszenarios für den Juli relevante Runoff-Quantitäten ausweist.

Hafer (*avena spec.*): Das Rispengras Hafer, dessen Fruchtstand im Unterschied zu anderen Getreidearten nicht als Ähre sondern als Rispe ausgebildet ist, trägt global wie national nur in relativ geringen Maße zur Gesamtgetreideproduktion bei. Trotz des relativ geringen Anteils von nur 2.2 % an der Getreideanbaufläche Deutschlands ist Hafer hier berücksichtigt, da diese Ackerfrucht in beiden Testgebieten verbreitet angebaut wird. Obgleich Hafer neben gemäßigten Temperaturverhältnissen relativ hohe Ansprüche an das Wasserdargebot hat, wird er aufgrund seiner geringen Ansprüche an den Boden auch in Brandenburg vermehrt angebaut, wobei im Testgebiet Nauen wiederum die feuchtebegünstigten Niederungsbereiche als Haferstandorte bevorzugt werden. Als Sommergetreide wird Hafer üblicherweise früh im März ausgesät, da so die bereits zur Keimung relativ hohen Wasserbedarfe durch die noch vorhandene Winterfeuchte gedeckt werden können. Als langtagsbetonte Getreideart benötigt Hafer für seine Wurzel- und Triebentwicklung eine ausreichend lange Vegetationszeit von ca. 150 bis 160 Tagen, die durch einen relativ späten Erntetermin im August sichergestellt wird. Da der Ernteertrag dieser Anbaufrucht stark vom Haupttrieb dominiert wird, und zu hohe Bestandsdichten zu mehr unproduktiven Nebentrieben führen, wird Hafer verglichen mit Wintergetreiden je nach Wasserdargebot in relativ geringen Dichten ausgesät. In Konsequenz sind diese geringen Bestandsdichten und die relativ langsame Vegetationsentwicklung mit einem Bodenbedeckungsgrad von nur ca. 50 % bei Beginn des Schossens mit einer relativ erhöhten Runoff-Disposition verbunden.

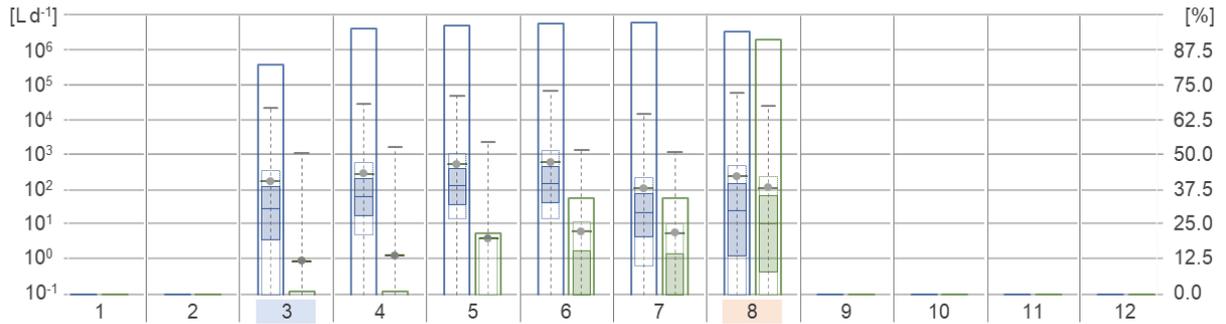


Abb. 20a: Runoff-Disposition von Hafer in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Gehle – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

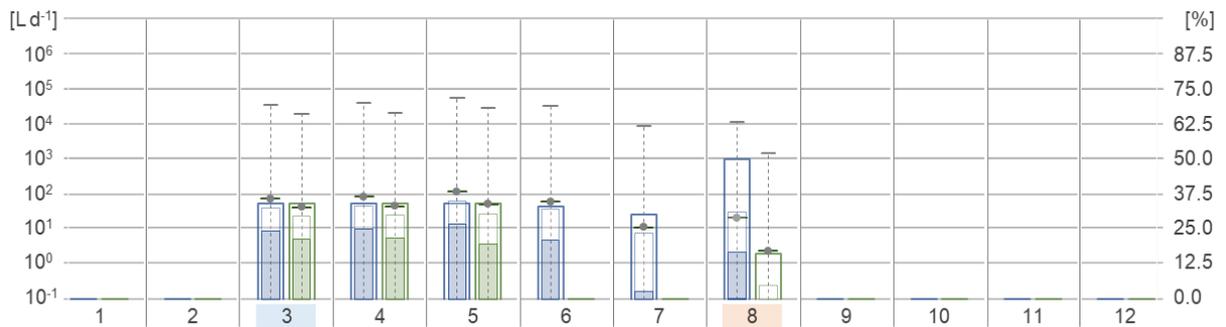


Abb. 20b: Runoff-Disposition von Hafer in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Nauen – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

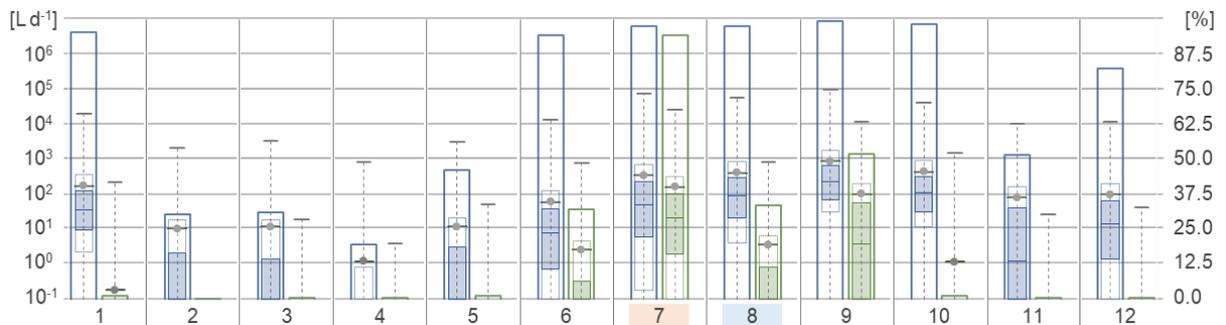


Abb. 21a: Runoff-Disposition von Raps in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Gehle – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

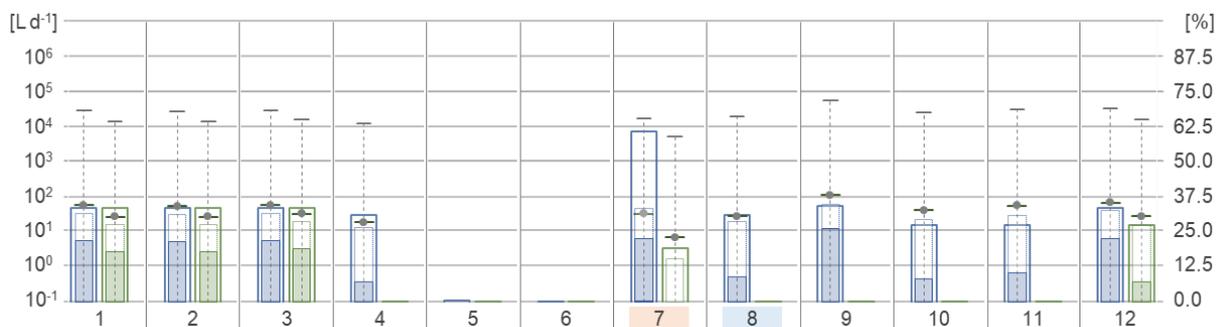


Abb. 21b: Runoff-Disposition von Raps in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Nauen – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

Entsprechend weist Abbildung 20 in der worst case Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 für das Testgebiet Gehle vergleichsweise hohe Abfluss-Quantitäten aus, die von März bis Juni sowie im Erntemonat August die entsprechenden Kenngrößen für Winterweizen deutlich übertreffen (vgl. auch Abb. 24). Gemessen an den Gebietsmitteln übertrifft das Junimaximum von über 614 L d^{-1} das Augustmaximum aus dem Grasreferenzlauf etwa um das 4-fache. Ein ähnliches saisonales Muster zeigt sich in der PEF-20/SWS-90 Szenario-Kombination im Testgebiet Nauen, wobei allerdings insbesondere der Mai bei einem Gebietsmittel von ca. 116 L d^{-1} durch ein erhöhtes Runoff-Risiko gekennzeichnet ist. Selbst im best case Szenario PEF-02/SWS-50 weisen die Modellergebnisse für die Monate März bis Juni für Hafer in Nauen eine relativ hohe, die Kennwerte von Winterweizen deutlich übertreffende Runoff-Disposition aus, während an der Gehle nur für den Erntemonat August noch relevante Abflussmengen simuliert werden.

Raps (*brassica napus*): Nach Soja stellt Raps die weltweit wichtigste Ölsaat dar und wird als solche sowohl zur Produktion von Speiseöl als auch als Bioenergiepflanze angebaut. In Deutschland bildet Winterraps mit einer Anbaufläche von angenähert 1 Mio. Hektar (Stand 2021) die mit Abstand wichtigste, weil rentabelste Anbauvariante, während Sommerraps typischerweise als Zwischenfrucht angebaut wird. Da sowohl Standorte mit Tendenz zu Staunässe, als auch leichte Sandböden mit limitierter Wasserversorgung weniger geeignet sind, ist Winterraps im Testgebiet Nauen deutlich weniger etabliert, wird aber dennoch insbesondere im Bereich des Niederungsreliefs angebaut. Deutlich verbreiteter ist der Rapsanbau an der Gehle, wo Raps als nicht selbstverträgliche Anbaufrucht typischerweise in Abständen von 3 bis 4 Jahren in Fruchtfolgen mit verschiedenen Getreidearten integriert ist. In Deutschland wird Winterraps bereits im August ausgesät, damit die Pflanzen, die bereits im Oktober einen Bedeckungsgrad von 50 % erreichen, mit einem robusten niederwüchsigen Rosettenstadium in die Winterruhe gehen, ohne bereits eine gegenüber Frosteinwirkung empfindliche Sprossachse gebildet zu haben. In der weiteren Entwicklung wird ein Bedeckungsgrad von ca. 75 % erst Anfang April erreicht und die Ernte erfolgt üblicherweise im Juli.

Wie in Abbildung 21 gezeigt, weist Raps im direkten Vergleich mit den anderen hier diskutierten Anbaufrüchten in der Szenario-Kombination PEF-20 / SWS-90 gemittelt über den gesamten Anbauzyklus in beiden Testgebieten eine relativ geringe Runoff-Disposition auf, wobei allerdings an der Gehle die frühe Entwicklungsphase von August bis Oktober sowie der Erntemonat Juli dennoch mit relativ hohen Runoff-Risiken verbunden sind. Gemessen am Maximum der Gebietsmittel ist der September, der mit 844 L d^{-1} den maximalen Grasreferenzwert um mehr als das 5-fache übertrifft, der am stärksten Runoff-gefährdete Monat. In Nauen stellt dagegen der September bei noch geringer Bodenbedeckung resp. Rauigkeit den Monat mit dem höchsten Runoff-Risiko dar, wobei selbst für den Geestbereich geringe Runoff-Quantitäten simuliert werden, so dass der von Oberflächenabfluss betroffene Flächenanteil vergleichsweise hoch ist. Im best case Szenario PEF-02/SWS-50 werden dagegen wiederum nur für den Niederungsbereich aufgrund der relativ hohen Bodenwassergehalte des 50-Perzentils (vgl. Abb. 17) von Dezember bis März relativ erhöhte Runoff-Magnituden ausgewiesen, während an der Gehle die auch im PEF-02 Szenario vergleichsweise hohen Tagessummen des Niederschlags im Erntemonat Juli zu einem stärkeren Runoff-Signal beitragen.

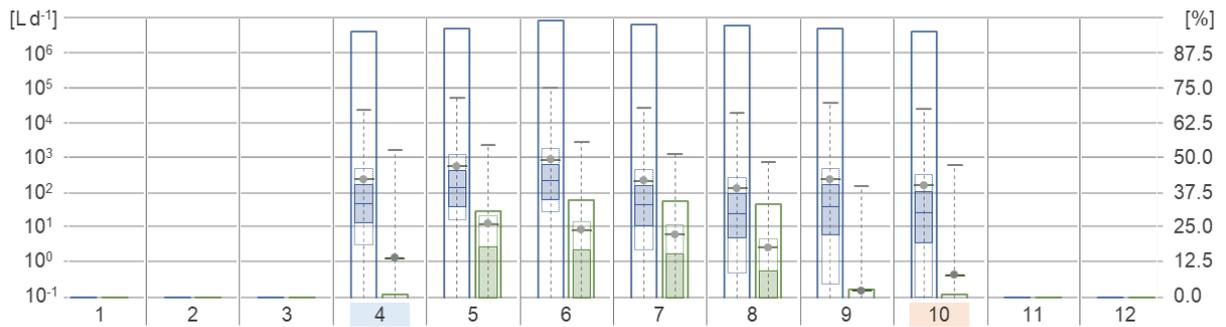


Abb. 22a: Runoff-Disposition von Zuckerrübe in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Gehle – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

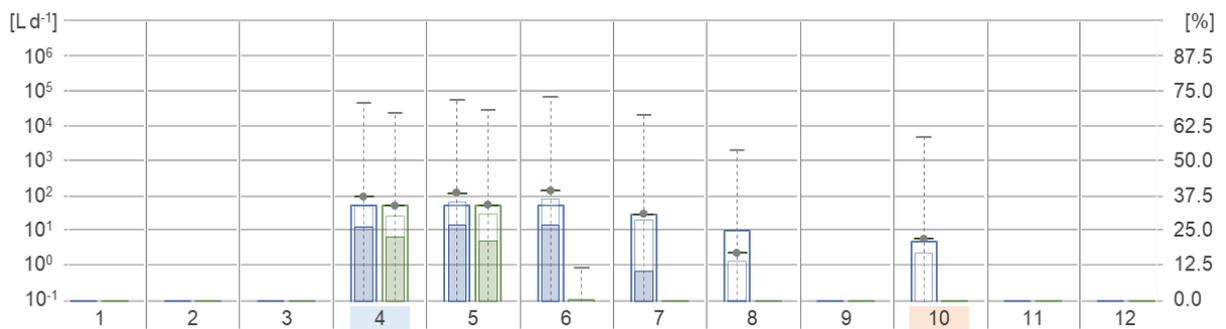


Abb. 22b: Runoff-Disposition von Zuckerrübe in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Nauen – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

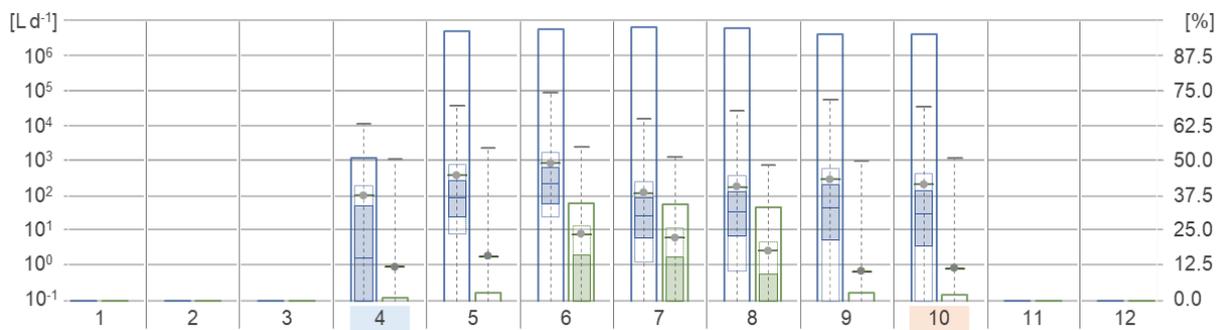


Abb. 23a: Runoff-Disposition von Kartoffel in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Gehle – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

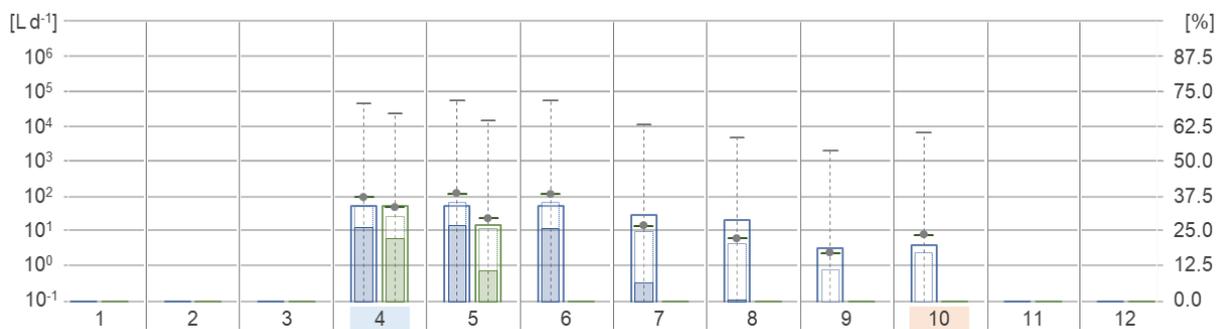


Abb. 23b: Runoff-Disposition von Kartoffel in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS-50 (grün) im Testgebiet Nauen – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

Zuckerrübe (*beta vulgaris* subsp. *vulgaris*): Diese Kulturpflanze ist nach Zuckerrohr (*Saccharum officinarum*) die weltweit wichtigste Ackerfrucht zur Gewinnung von Zucker. Obgleich in Deutschland dieses Fuchsschwanzgewächs bei einer Anbaufläche von 400000 Hektar weit weniger kultiviert wird als z.B. Wintergetreide, hat Zuckerrohr als Rohstoffquelle für die industrielle Saccharose Produktion eine besondere wirtschaftliche Bedeutung. Die Ernteresiduen der Zuckerrübe (insbesondere das Rübenblatt) werden auch für die Gründüngung oder als Rinderfutter verwendet. Die Aussaat im April erfolgt als Einzelkornsaat mit Einzelkornsämaschinen in Reihen mit Abständen von ca. 50 cm und einem Bestockungsgrad von ca. 10 Pflanzen pro m². Nach Germination erreicht die Zuckerrübe erst gegen Ende Mai einen Bodenbedeckungsgrad von 10 % der sich dann, bei weiterer phänologischen Entwicklung Mitte Juni auf 50 % erhöht und erst Anfang Juli 75 % erreicht. Da der Zuckergehalt der Pflanze auch in der späten phänologischen Phase noch zunimmt, wird in der landwirtschaftlichen Praxis die Rübenernte möglichst spät im November oder sogar Dezember durchgeführt. Allerdings setzen die hohen Gewichte der Rübenvollernter und die damit verbundenen Risiken der Bodenverdichtung einen entsprechenden Witterungsverlauf und hinreichend trockene Oberböden voraus, sodass die Rübenkampagne in beiden Testgebieten zumeist im Oktober durchgeführt wird.

Da der Ernteprozess eine ebene Bodenfläche voraussetzt, um die Rüben bei möglichst geringen Verlusten maschinell aufzunehmen, wird bei konventioneller Prozessführung bereits bei der Saatbeet-Bereitung durch Eggen und Walzen eine hydrodynamisch glatte Oberfläche erzeugt, die die Runoff-Disposition erhöht. Dies berücksichtigend weist Abbildung 22 in der worst case Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 an der Gehle für den gesamten Vegetationszyklus relativ hohe, von Runoff betroffene Flächenanteile aus, die saisonal die höchsten Runoff-Quantitäten im Juni erreichen (vgl. auch Abb. 24). Wie schon bei Raps übertrifft das Gebietsmittel der Zuckerrübe mit 862 L d⁻¹ im Juni das Augustmaximum der Grasreferenzsimulation um mehr als das 5-fache und unterstreicht mithin die sommerlich erhöhte Runoff-Disposition an der Gehle aufgrund der hohen Niederschlagssummen im PEF-20 Szenario. Auch in Nauen weisen die Modellergebnisse die höchsten Runoff-Gefährdung für den Juni aus, dessen Gebietsmittel von 141 L d⁻¹, das wiederum nur aus den erhöhten Runoff-Quantitäten des Niederschlagsbereichs resultiert (vgl. Abb. 25), das Juli-Maximum der Grasreferenzszenarien in diesem Gebiet um das 20-fache übertrifft. In der moderaten PEF-02/SWS-50 Szenario-Kombination ist dagegen nur noch in der frühen Phase des Anbauzyklus im April und Mai eine erhöhte Runoff-Disposition nachzuweisen während im Testgebiet Gehle, wo ein Gebietsmittel von 10 mm d⁻¹ nur im Mai überschritten wird die Abflussneigung insgesamt gering ist.

Kartoffel (*solanum tuberosum*): Kartoffelknollen gehören als stärkehaltige Grundnahrungsmittel oder auch, in einigen Teilen der Welt (insbesondere in Asien) als Gemüse, global gesehen zu den wichtigsten Nahrungsmitteln. Das gilt insbesondere für Deutschland, wo neben dem traditionell hohen Kartoffelkonsum, der nach Angaben des Bundesinformationszentrums Landwirtschaft (2022) bei 57 Kg pro Person und Jahr liegt, auch die Kartoffelproduktion einen durchaus relevanten Wirtschaftsfaktor darstellt. So werden von der Gesamterntemenge von ca. 11 Mio. Tonnen Kartoffeln, die in Bundesrepublik auf einer Fläche von knapp 260000 Hektar produziert werden (Stand 2021, Statistisches Bundesamt 2022) ca. 20 % exportiert und machen Deutschland damit zum drittgrößten Kartoffelexporteur der Welt. Für das Setzen der Pflanzkartoffel wird der Acker im konventionellen Anbau zunächst durch wendende Grundbodenbearbeitung durch Pflügen vorbereitet, bevor durch weitere mechanisierte Arbeitsschritte der Dammaufbau für den Legevorgang und die spätere Ernte erfolgt. Das Setzen der Kartoffel erfolgt durch Legemaschinen, die die Pflanzknolle in Tiefen bis 0.1 m unter Erhalt der Kartoffeldämme in den Boden einbringen. Bei einem bei maschineller Pflanzung üblichen Reihenabstand von 0.75 m werden die Pflanzenknollen (an der Gehle und in Nauen) in Abständen von ca. 0.3 bis 0.4 m gesetzt. Da leichte sandige Substrate aufgrund des guten Luft-, Wasser- und Wärmeaustauschs besonders gut für den Kartoffelanbau

geeignet sind, ist der Kartoffelanbau auf den Geeststandorten Nauens verbreitet, wird aber auch an der Gehle betrieben, wobei in beiden Testgebieten der Anbau von mittelfrüh-späten Sorten dominiert, die bei einer Vegetationsperiode von ca. 150 Tagen im April gesetzt und im Oktober geerntet werden.

Wie bereits in Kapitel 2.1.2 dargelegt, ist die Mikrotopographie von Kartoffeläckern durch häufeln von in Gefällrichtung orientierten Kartoffeldämmen und die daraus resultierende lineare Konzentration des Oberflächenabflusses mit erhöhten Runoff-Risiken verbunden. Ein weiterer, die Runoff-Disposition erhöhender Faktor ist der späte Bestandesschluss der Kartoffelpflanzen. Nach Germination Ende April liegt in den Testgebieten der Bedeckungsgrad gegen Ende Mai erst bei 10 % und ein Bedeckungsgrad von 75 % wird erst Anfang Juli erreicht. Entsprechend weist Abbildung 23 für die worst case Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 an der Gehle wie schon für Mais und Zuckerrübe auch für Kartoffeln ein frühlommerliches Maximum der Runoff-Quantitäten aus, das bei einem Gebietsmittel von 829 L d^{-1} wiederum das Augustmaximum des Grasreferenzwerte um mehr als da 5-fache übertrifft und angesichts des hohen Anteils der von Runoff betroffenen Fläche, die von Mai bis Oktober bei über 90 % liegt, die starke Exposition gegenüber Runoff-Risiken in der PEF-20/SWS-90 Szenario-Kombination unterstreicht. Eingedenk der sehr unterschiedlichen Sensitivität des Niederungsreliefs und des Geestbereichs, wird diese frühlommerlich erhöhte Runoff-Disposition auch im Testgebiet Nauen mit maximalen Gebietsmitteln von 122 bzw. 118 L d^{-1} im Mai bzw. Juni bestätigt, wobei die lokalen Abflussspitzen in den Altarmen und Senken in diesen Monaten mit den betreffenden Abflussmaxima an der Gehle vergleichbar sind bzw. im Aussaatmonat April sogar übertreffen. Verglichen mit dem Testgebiet Gehle werden relativ hohe Runoff-Quantitäten im April und Mai in diesem Bereich auch in der best case Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 erreicht. An der Gehle liegen dagegen die Gebietsmittel im gesamten Anbauzyklus unter 10 L d^{-1} und auch die Abflussmaxima repräsentieren bei Werten unter 2500 L d^{-1} ein auch im Vergleich mit den anderen Anbaufrüchten relativ geringes Runoff-Risiko.

Im Sinne eines Zwischenfazits kann zusammenfassend festgehalten werden, dass sich die Abflussneigung der Feldfrüchte saisonal wie regional unterscheidet, wobei an der Gehle insbesondere der Monat Juni im Jahresgang mit Runoff-Maxima bei Mais, Hafer, Zuckerrübe und Kartoffel deutlich hervorsticht, während in Nauen, bei insgesamt geringeren Abflussmagnituden und Amplituden der jahreszeitlichen Variationen je nach Feldfrucht die Phase von November bis Juni durch erhöhte Runoff-Risiken gekennzeichnet ist. Neben saisonalen Mustern belegen auch die in den Tabellen 2 und 3 über den Anbauzyklus (AZ) aggregierten Gebietsmittel insbesondere im Testgebiet Gehle Anbaufrucht-spezifische Unterschiede, die z.B. in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 Mais mit der höchsten und Winterweizen mit der geringsten Gesamt-Disposition ausweist. Angesichts unterschiedlicher Längen in den Anbauzyklen ist die Gesamt-Disposition allerdings nur eingeschränkt vergleichbar. Einen besseren Vergleich zwischen den Anbaufrüchten ermöglichen die Monate der höchsten Runoff-Neigung, deren Zeitpunkt im Jahr die mit der Pflanzenphänologischen Entwicklung und Bewirtschaftung verbundene unterschiedliche Runoff-Disposition widerspiegelt, wenn auch die in den Boxplots für diese Monate abgebildeten statistischen Kenngrößen jeweils ähnliche Dimensionen erreichen.

In Konsequenz sind auch die räumlichen Muster der Abflussverteilung in den Monaten maximaler Abflussneigung tendenziell ähnlich. In der Abbildung 24 wird das exemplarisch deutlich im Vergleich der Abflussmuster von Zuckerrübe (Abb. 24a) und Hafer (Abb. 24b), wo die, verglichen mit Zuckerrübe im Juni geringfügig geringere Abflussneigung bei Hafer im Testgebiet Gehle insbesondere in den geringeren Abflussquantitäten der Scheitelbereichen und Kuppenlagen zum Ausdruck kommt, während die Magnituden in den gerinne- und flussnahen Konvergenzbereichen sowie in Reliefmulden und flachkonkaven Mittel- bis Unterhangpartien bei beiden Anbaufrüchten ähnlich sind. Deutlichere Unterschiede gegenüber Zuckerrübe zeigen sich dagegen bei Winterweizen (Abb. 24c) und Winterraps

(Abb. 24d), wo insbesondere für die Scheitellagen und Divergenzbereiche bei diesen, im Monat Juni weniger stark Runoff-gefährdeten Feldfrüchten keine, oder nur geringe Abflussmengen modelliert werden. Dennoch wird auch hier die Abflusskonzentration in den Reliefkonvergenzen deutlich und unterstreicht die stark relief-determinierte Persistenz der Abflussmuster an der Gehle.

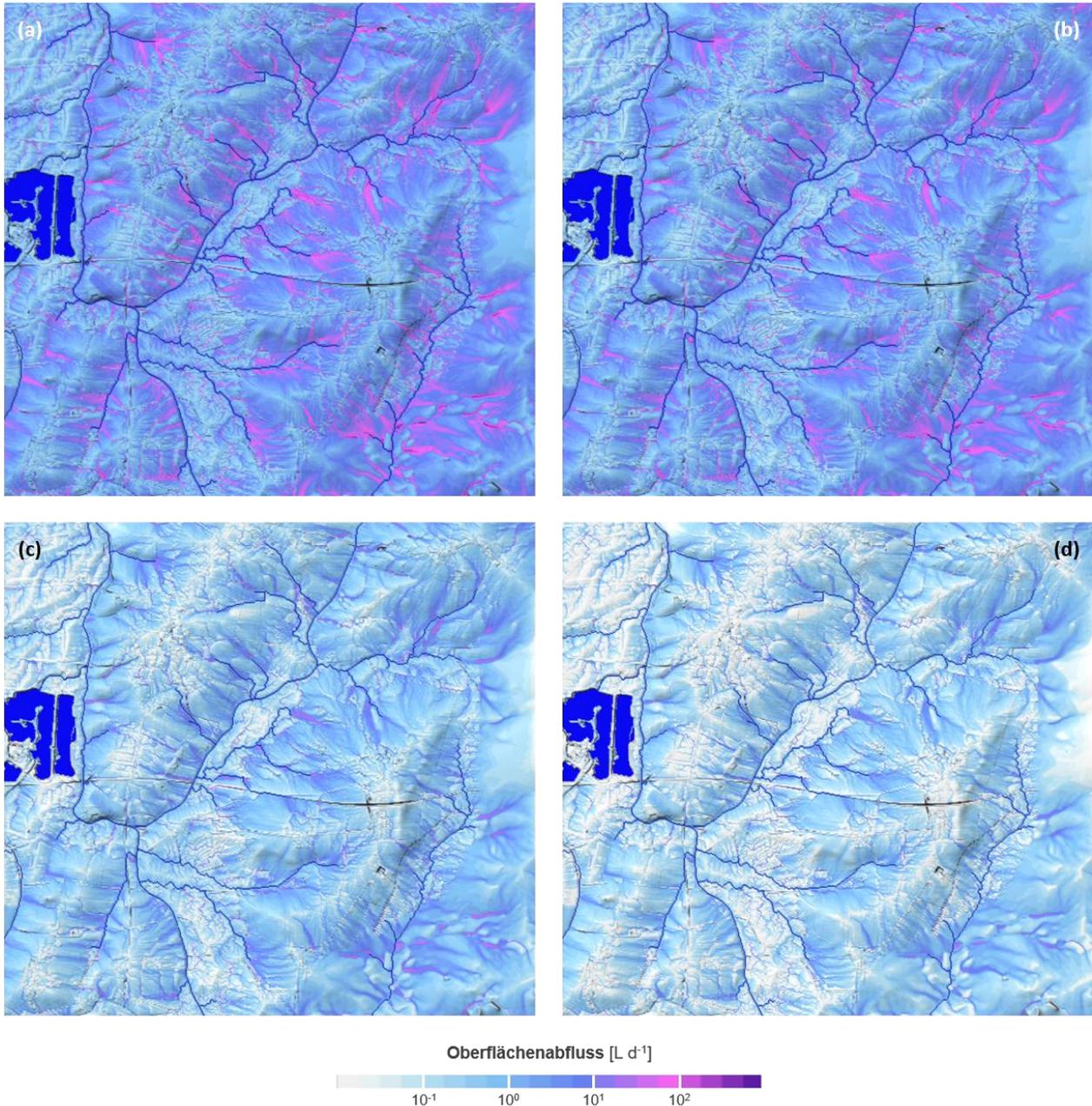


Abb. 24: Räumliche Verteilung des Oberflächenabflusses im Testgebiet Gehle in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 im Monat Juni – Abb. 24a: Zuckerrübe – Abb. 24b: Hafer – Abb. 24c: Winterweizen – Abb.24d: Winterraps

Räumlich persistente Abflussmuster kennzeichnen auch die Abflussverteilungen im Testgebiet Nauen. Wie Abbildung 25 exemplarisch für Zuckerrübe (Abb. 25a) und Hafer (Abb. 25b) verdeutlicht, stellt hier neben dem Relief die naturräumliche Gliederung mit erhöhter Abflussneigung im hydromorphen Niederungsbereich und deutlich geringerer Abflussneigung im Geestbereich einen entscheidenden räumlichen Dispositionsfaktor dar.

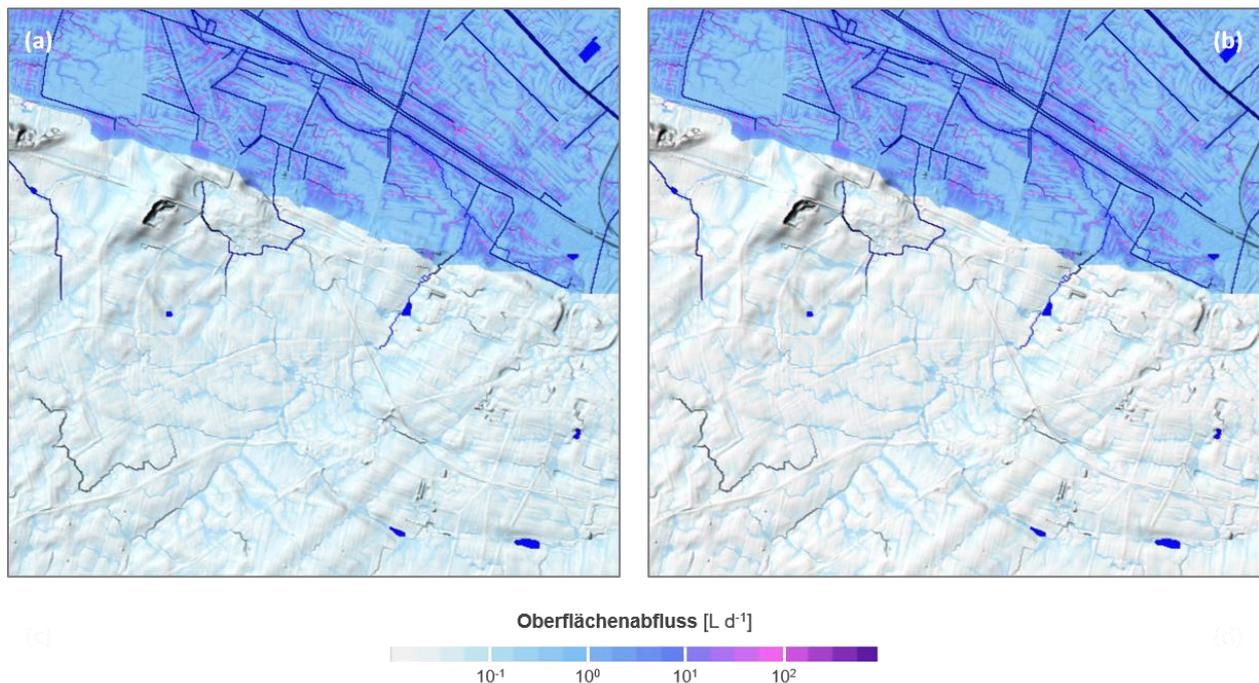


Abb. 25: Räumliche Verteilung des Oberflächenabflusses im Testgebiet Nauen in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 im Monat Juni – Abb. 25a: Zuckerrübe – Abb. 25b: Hafer

4.3.3 Fruchtfolgen

Die bisher diskutierten Ergebnisse der Szenarien-Rechnungen für einzelne Anbaufrüchte belegen saisonal- wie regional-spezifische Abflussneigungen bzw. Runoff-Risiken, die aber angesichts der sehr unterschiedlichen Längen des Anbau- bzw. Vegetationszyklus, der zwischen 6 Monaten (bei Hafer) und 12 Monaten (bei Raps) variiert, nur eingeschränkt vergleichbar sind. Vor diesem Hintergrund soll nachfolgend nicht mehr die Einzelfrucht, sondern der in der landwirtschaftlichen Praxis übliche zeitliche Kontext durch Analyse der Runoff-Disposition ausgewählter Fruchtfolgen betrachtet werden. Selbstverständlich ist auch diese Analyse durch unterschiedlich lange Phasen, die einzelne Anbaufrüchte innerhalb einer Fruchtfolge beanspruchen beeinflusst, unterstützt aber eine Synthese der wichtigsten saisonalen und regionalen Charakteristika der Runoff-Disposition. Darüber hinaus ermöglicht die Betrachtung von Fruchtfolgen auch eine Analyse des Einflusses der bisher bei Einzelfrüchten nicht berücksichtigten Brachephasen. Letzterer Aspekt soll exemplarisch am Beispiel von Mono-Mais analysiert werden, wo getrennte Modellläufe für Brachphasen mit Grün- und Schwarzbrache durchgeführt wurden. Bei den in beiden Testgebieten verbreiteten Fruchtfolgen Mais-Winterweizen-Zuckerrübe, und Zuckerrübe-Winterweizen-Winterraps wurden dagegen Brachtypen in der Oberflächenparametrisierung berücksichtigt, die in der landwirtschaftlichen Praxis in diesen Fruchtfolgen üblich sind. Basierend auf Angaben kooperierender Landwirte konnte in den Szenarienrechnungen der Aussaat- und Erntemonat der Einzelfrüchte aus 4.3.2 unverändert übernommen werden, da diese Zeitpunkte in den Anbauzyklen der Fruchtfolgen bei durchschnittlichen Witterungsverläufen übliche Praxis sind. Konsistent mit der graphischen Ergebnispräsentation in 4.3.2 werden bei den, die gesamte Fruchtfolge abbildenden Boxplots für beide Testgebiete wiederum die Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 gegenübergestellt, um die Amplitude der Szenarien-Antriebe abzubilden. Die Brache-, Aussaat- und Erntemonate sind auf der Zeitachse wiederum durch Farbsignaturen graphisch gekennzeichnet.

Zuckerrübe-Winterweizen-Winterraps: Diese Fruchtfolge ist sehr verbreitet, da die Zuckerrübe nach Ernte den Acker für die weitere Nutzung weitgehend unkrautfrei, und gleichzeitig aufgrund der tiefen Durchwurzelung der Rübe, mit guten bodenphysikalischen Eigenschaften des Oberbodens hinterlässt. Neben diesen positiven Effekten für die Bodengare hat Zuckerrübe auch eine hohe positive Vorfruchtwirkung, da Risiken für Krankheiten und Schädlingsbefall bei den Folgefrüchten reduziert werden. Bei der hier betrachteten Fruchtfolge reduziert die Zuckerrübe als Vorfrucht beim Winterweizen insbesondere die Gefahr von Pilzkrankheiten (LWK NRW 2015c). Auf relativ trockenen Standorten kann die Zuckerrübe als Vorfrucht allerdings mit reduzierten Winterweizerträgen verbunden sein und auch die verkürzte Vegetationsperiode des Winterweizens bei später Rübenkampagne kann sich nachteilig auf den Weizertrag auswirken. Da Aussaat- und Erntemonat aber gegenüber den Analysen der Einzelfrüchte unverändert sind, ist dieser Aspekt bei den hier präsentierten Fruchtfolgeszenarien nicht relevant.

In Konsequenz reproduziert Abbildung 26 in beiden Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 die in 4.3.2 bereits skizzierten saisonalen und regionalen Charakteristika der Runoff-Disposition, die bei stark generalisierter Betrachtung in der PEF-20/SWS-90 Szenario-Kombination an der Gehle eher durch sommerliche Runoff-Risiken mit ausgeprägten Maxima der Runoff-Quantitäten im Juni (Zuckerrübe) und August (Winterraps) gekennzeichnet sind, während in Nauen neben der sommerlichen Runoff-Disposition im Mai/Juni (Zuckerrübe) und August (Winterraps) auch die Wintermonate aufgrund der hohen Bodenwassergehalte im Niederungsbereich insbesondere beim Winterweizen erhöhte Abflussrisiken reflektieren, die bei Betrachtung der absoluten Gebietsmaxima die entsprechenden Kennwerte an der Gehle von November bis Januar übertreffen. Die winterlich erhöhte Runoff-Neigung in Nauen wird insbesondere in der moderaten in PEF-02/SWS-50 Szenario-Kombination deutlich, wo bei Winterweizen und Winterraps von Dezember bis März Runoff-Quantitäten mit Gebietsmitteln von 26 bis 42 L d⁻¹ kalkuliert werden, während in diesen Monaten an der Gehle gemessen und den Modellergebnissen kein Runoff-Risiko besteht.

Da die Aussaatmonate für Winterweizen und Winterraps direkt an die Erntemonate der Vorfrucht anschließen, sind in der Fruchtfolge Zuckerrübe-Winterweizen-Winterraps Brachphasen nur zu Beginn und am Ende des Modellzeitraums abgebildet. Bei der Parametrisierung der Brachphase am Beginn des ersten Fruchtfolgejahres wurde als Vorfrucht ein im August des Vorjahres geerntetes Sommergetreide angenommen, sodass nach konventioneller Bodenbearbeitung im August/September und anschließender Grünbrache die Sukzession von Gräsern im Januar und Februar nur einen geringen Deckungsgrad erreicht bevor im März das Saatbeet für Zuckerrübe durch bodenwendende Bearbeitung sowie Eggen und Walzen vorbereitet wird. Für die Brachphase am Ende der Fruchtfolge wurde gemäß der in beiden Testgebieten etablierten Praxis nach der Rapsernte zunächst eine Stoppelbrache (September) angenommen, sodass durch die nichtwendende Bodenbearbeitung die nachfolgende Sukzession von Gräsern unterstützt wird, ohne allerdings bis zum Dezember den Deckungsgrad von Gras zu erreichen. Dies berücksichtigend sind beide Brachphasen verglichen mit den Grasreferenzszenarien mit erhöhten Runoff-Risiken verbunden. Das gilt insbesondere für die moderate PEF-02/SWS-50 Szenario-Kombination, wo nach den Ergebnissen der Simulationen für eine isotrope Grasoberfläche keine Runoff-Risiken ermittelt wurden, während insbesondere im Testgebiet Nauen z.B. im Schwarzbrache Monat März des ersten Fruchtfolgejahres relativ hohe Runoff-Quantitäten simuliert werden aber auch an der Gehle wird in dieser Szenario-Kombination für die Stoppelbrache im August des dritten Fruchtfolgejahres eine relativ erhöhte Abflussneigung kalkuliert, bevor die in der Modellierung angenommene Grassukzession das Runoff-Risiko angenähert auf das Grasreferenzniveau reduziert. Diese Tendenz wird auch im worst case Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 abgebildet wobei wiederum die Schwarz- und Stoppelbrachen in beiden Testgebieten gegenüber den Grasreferenzwerten deutlich erhöhte Abflussrisiken belegen.

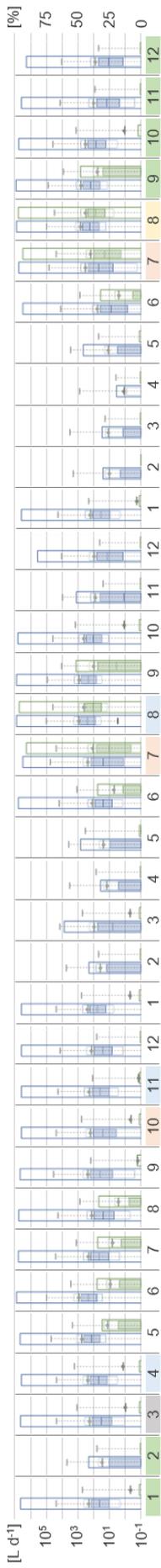


Abb. 26a: Runoff-Disposition der Fruchtfolge Zuckerrübe-Winterweizen-Winterraps in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS50 (grün) im Testgebiet Gehe – Aussaatmonat (lichtblau), Erntemonat (hellrot), Grünbrache (grün), Saatbett (grau), Stoppelbrache (gelb) – Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a



Abb. 26b: Runoff-Disposition der Fruchtfolge Zuckerrübe-Winterweizen-Winterraps in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS50 (grün) im Testgebiet Nauen – Aussaatmonat (lichtblau), Erntemonat (hellrot), Grünbrache (grün), Saatbett (grau), Stoppelbrache (gelb) – Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

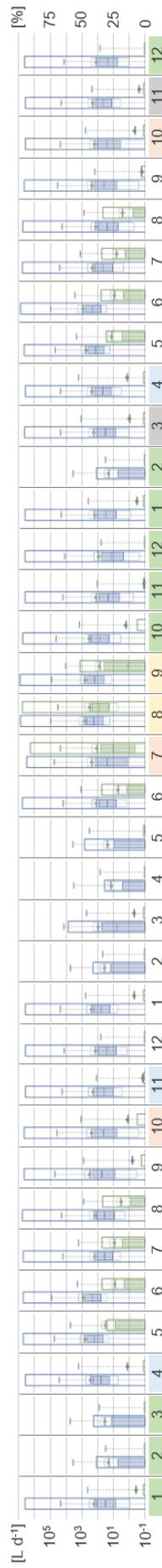


Abb. 26c: Runoff-Disposition der Fruchtfolge Silomais-Winterweizen-Zuckerrübe in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS50 (grün) im Testgebiet Gehe – Aussaatmonat (lichtblau), Erntemonat (hellrot), Grünbrache (grün), Saatbett (grau), Stoppelbrache (gelb) – Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

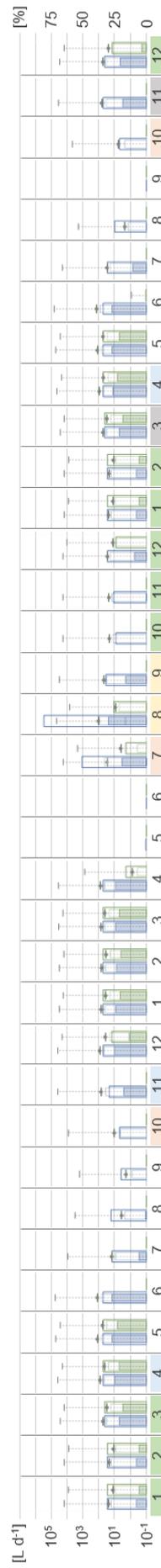


Abb. 26d: Runoff-Disposition der Fruchtfolge Silomais-Winterweizen-Zuckerrübe in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 (blau) und PEF-02/SWS50 (grün) im Testgebiet Nauen – Aussaatmonat (lichtblau), Erntemonat (hellrot), Grünbrache (grün), Saatbett (grau), Stoppelbrache (gelb) – Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

Mais-Winterweizen-Zuckerrübe: Diese Fruchtfolge ist verbreitet, da Maiskulturen keine Überträger von Fruchtfolgekrankheiten sind. Das gilt insbesondere für die sog. Schwarzbeinigkeit, eine durch Pilzbefall ausgelöste Fruchtfolgekrankheit beim Getreide, die nach Mais nicht oder nur reduziert beobachtet wird, sodass Mais häufig als Vorfrucht der Hauptgetreidearten kultiviert wird. Ein weiterer Aspekt, der Mais zu einer oft favorisierten Vorfrucht macht ist dessen vergleichsweise hohe Standorttoleranz. Aufgrund relativ geringer Standort- resp. Bodenansprüche kann Mais auch auf weniger ertragsreichen Böden kultiviert werden, wenn auch Böden mit hoher Bodenzahl (d.h. tiefgründige Böden mit guter Nährstoffversorgung) auch für den Maisanbau favorisiert werden, während insbesondere staunasse Standorte die Erträge dieser wärmeliebenden Kulturpflanze reduzieren (LWK NRW 2015).

Abbildung 27 stellt die bereits in 4.3.2 skizzierten saisonalen und regionalen Runoff-Risiken der in dieser Fruchtfolge berücksichtigten Ackerfrüchte in Synthese dar, und unterstreicht nochmal die sommerlich erhöhte Runoff-Disposition an der Gehle mit Maxima in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 im Juni (Mais) und August (Zuckerrübe) während für Winterweizen neben dem Juli auch das frühe Entwicklungsstadium von November bis Januar mit erhöhten Abflussrisiken gekennzeichnet ist. Bei einem gemessen an den Gebietsmitteln insgesamt geringeren Runoff-Risiko, das die geringe Abflussneigung in den Geestbereichen widerspiegelt, sind im Testgebiet Nauen die Monate Mai und Juni bei Mais- und Zuckerrübenanbau mit erhöhten Runoff-Risiken verbunden, während beim Winterweizen die sommerliche Abflussneigung verglichen mit den Monaten November bis Januar deutlich schwächer ausgeprägt ist. Der Einfluss der relativ hohen Sättigungsgrade der Böden im Bereich des Niederungsreliefs zeigt sich in diesem Testgebiet insbesondere in der moderaten Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50, wo beim Winterweizen nur von Dezember bis März Oberflächenabfluss mit Gebietsmitteln von 35 bis 42 mm d⁻¹ simuliert wird, während bei Zuckerrübe und Mais in den Monaten April und Mai die Höchstwerte bei vergleichbaren Runoff-Quantitäten erreicht werden. Mit Ausnahme des Junimaximums beim Winterweizen, ist dagegen die Abflussneigung an der Gehle in dieser Szenario-Kombination in allen Vegetations- und Anbauzyklen von Aussaat bis Ernte den insgesamt sehr gering.

Die berücksichtigend zeigen gerade die Ergebnisse der moderaten Szenario-Kombination PEF02/SWS-50 am Beispiel des Testgebiets Gehle, dass auch Brachphasen mit erhöhter Abflussneigung verbunden sein können. So treten bei der Stoppelbrache im August des zweiten Fruchtfolgejahres an der Gehle die höchsten Runoff-Gebietsmittel auf aber auch in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 ist diese Phase durch stark erhöhte Gebietsmittel gekennzeichnet während das Gebietsmaximum des August bei Stoppelbrache sogar den höchsten Maximalwert des gesamten Fruchtfolgezyklus bildet. Diese deutlich erhöhte Runoff-Neigung bei Stoppelbrache wird auch im Testgebiet Nauen in der worst case Szenario-Kombination bestätigt, aber auch die Grünbrachphasen zu Beginn und am Ende des Fruchtfolgezyklus sowie die Schwarzbrache im November des dritten Fruchtfolgejahres weisen noch relevante Runoff-Quantitäten auf. Im der best case Szenario-Kombination PEF02/SWS-50 ist dagegen die Abflussneigung in den Brachphasen relativ gering, obgleich auch diese modellierten Runoff-Quantitäten verglichen mit den Grasreferenz-Simulationen die prinzipielle Abflussneigung in Brachphasen bei geringer Vegetationsbedeckung belegen. Vor diesem Hintergrund sollen nachfolgend die spezifischen Effekte unterschiedlicher Brachtypen am Beispiel von 3-jährigen Mono-Mais Zyklen untersucht werden.

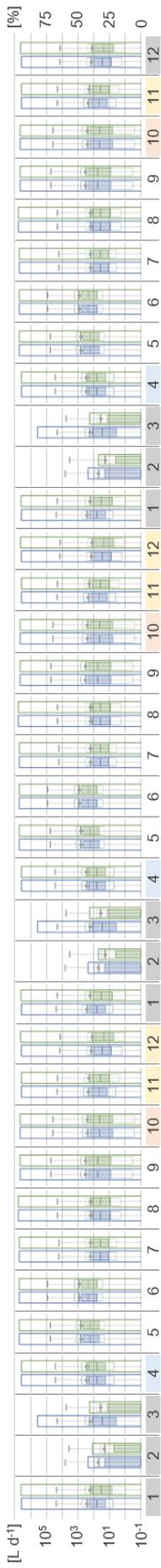


Abb. 27a: Runoff-Disposition bei Mono-Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 bei Schwarzbrache (blau) und Grünbrache (grün) im Testgebiet Gehle – Aussaatmonat (lichtblau), Erntemonat (hellrot), Stoppelbrache (gelb), Schwarz/Grünbrache (grau) – Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

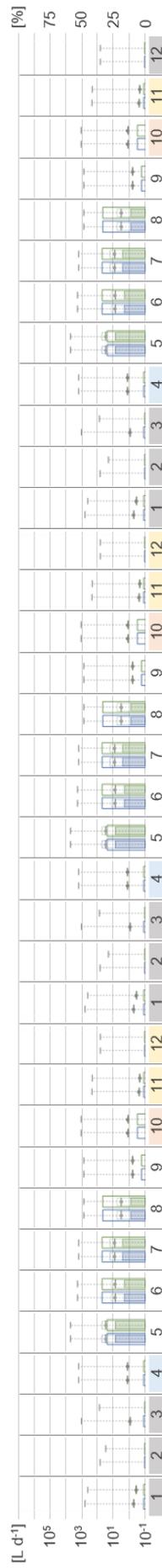


Abb. 27b: Runoff-Disposition bei Mono-Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-02/SWS-50 bei Schwarzbrache (blau) und Grünbrache (grün) im Testgebiet Gehle – Aussaatmonat (lichtblau), Erntemonat (hellrot), Stoppelbrache (gelb), Schwarz/Grünbrache (grau) – Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

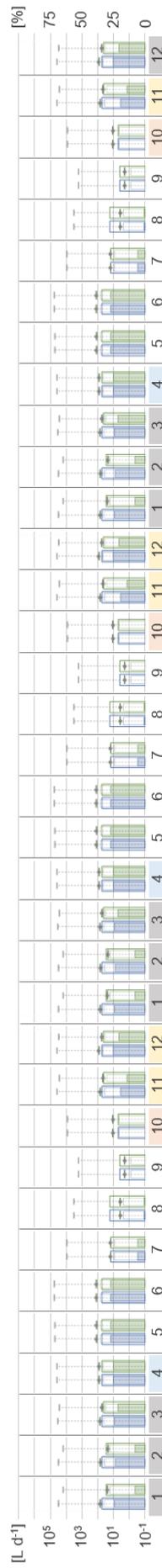


Abb. 27c: Runoff-Disposition bei Mono-Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 bei Schwarzbrache (blau) und Grünbrache (grün) im Testgebiet Nauen – Aussaatmonat (lichtblau), Erntemonat (hellrot), Stoppelbrache (gelb), Schwarz/Grünbrache (grau) – Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

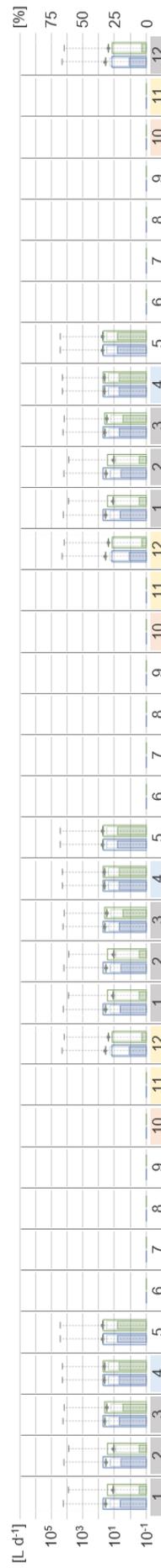


Abb. 27d: Runoff-Disposition bei Mono-Mais in den Szenario-Kombinationen PEF-02/SWS-50 bei Schwarzbrache (blau) und Grünbrache (grün) im Testgebiet Nauen – Aussaatmonat (lichtblau), Erntemonat (hellrot), Stoppelbrache (gelb), Schwarz/Grünbrache (grau) – Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

Mono-Mais: Forciert durch die wachsende Nachfrage nach erneuerbaren Energien hat Mais in den vergangenen Jahren als Bioenergiepflanze an Bedeutung gewonnen und wird insbesondere als Silomais aus verschiedenen betriebspraktischen und wirtschaftlichen Gründen überwiegend in kontinuierlichen Monokulturen ohne Zwischenfrucht angebaut. Allerdings ist diese sehr negativ konnotierte, mit dem plakativen Begriff „Vermaisung“ bezeichnete Praxis mit diversen umweltökologischen Implikationen verbunden (Proplanta 2022) und weist darüber hinaus auch aus betriebswirtschaftlicher Sicht verschiedene Nachteile auf. So reduzieren Mais-Monokulturen aufgrund der nach der Ernte reduzierten Organischen Substanz und durch den Einsatz von schweren Erntemaschinen die Bodenqualität, während gleichzeitig die Risiken für Schädlingsbefall und Krankheiten erhöht werden, die in Summe, wie von Projektpartnern in den Testgebieten dargelegt, intensive und mithin kostspielige Mitigationsmaßnahmen notwendig machen. Vor diesem Hintergrund wird Mono-Mais in den Testgebieten nur wenig praktiziert, soll hier aber berücksichtigt werden um die Runoff-Disposition bei Brache zu thematisieren.

Da in den Ausführungen zuvor bereits die wichtigsten saisonalen und regionalen Charakteristika der Abfluss-Neigung bei Maisanbau bereits beschrieben wurden, soll nachfolgend nur der Brache-Aspekt skizziert werden. Zur graphischen Illustration der Runoff-Neigung unterschiedlicher Brachtypen sind in Abbildung 26 jeweils dreijährige Mono-Mais Zyklen mit Grün- und Schwarzbrache gegenübergestellt. Werden hier zunächst die Ergebnisse der Grasreferenzsimulationen als Vergleichsmaßstab berücksichtigt, so sind sowohl Schwarz- als auch Grünbrachphasen in beiden Szenario-Kombinationen an der Gehle und in Nauen mit relativ erhöhten Runoff-Risiken verbunden. Bei synoptischer Betrachtung der Gebietsmittel und Gebietsmaxima in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 übertreffen die Runoff-Kenngrößen in Nauen bei Schwarzbrache die betreffenden Grasreferenzwerte in allen Brachphasen um das 15-fache, während an der Gehle, wo sich die Situation in Relation zu den Grasreferenzwerten deutlich heterogener darstellt, zumindest zu Beginn der Brachphasen die erhöhte Abflussneigung bei Schwarzbrache weniger prononciert ist. Eine besonders deutliche Erhöhung der Runoff-Disposition zeigt sich in Nauen in der moderaten PEF-02/SWS-50 Szenario-Kombination, wo in den Grasreferenzsimulationen keine oder nur marginale Runoff-Risiken ermittelt wurden, während unter Schwarzbrache die Gebietsmittel und Maxima etwa dem für die relativ hohen Bodenwassergehalte im Niederungsbereich charakteristischen Abfluss-niveaus der frühen Maisentwicklungsphase entsprechen. Etwas moderater verhalten sich die Abfluss-Quantitäten bei Grünbrache, die sich in beiden Szenario-Kombinationen in Nauen gegenüber Schwarzbrache über alle Brachphasen gemittelt etwa halbieren, wenn auch das Grasreferenzniveau auch hier deutlich übertroffen wird. Auch an der Gehle unterstreicht das verglichen mit den Grasreferenzwerten deutlich erhöhte Runoff-Niveau, das die Grassukzession bei Grünbrache, die nach den Angaben der kooperierenden Landwirte parametrisiert wurde nicht den Deckungsgrad einer geschlossenen isotropen Grasoberfläche erreicht. Verglichen mit den Ergebnissen bei Schwarzbrache belegen die bei fortschreitender Brachdauer (und mithin zunehmendem Deckungsgrad) stark abnehmenden Runoff-Quantitäten, dass Grünbrache ein deutlich erhöhtes Retentionspotenzial aufweist und damit prinzipiell auch als Runoff-Minderungsmaßnahme in der landwirtschaftlichen Praxis berücksichtigt werden kann.

4.4 Runoff-Minderungsszenarien

Die bisher skizzierte Runoff-Disposition verbreiteter Ackerfrüchte und Fruchtfolgen unterstreicht im Ergebnis insbesondere im Vergleich mit den Grasreferenzsimulationen das grundsätzlich erhöhte Risiko für Abflussprozesse bei konventioneller Anbaupraxis. Vor diesem Hintergrund soll abschließend die Wirksamkeit ausgewählter Runoff-Minderungsmaßnahmen thematisiert werden. Dabei konzentriert sich die Analyse zunächst auf die Effekte von Direktsaat und adressiert damit in 4.4.1 den Aspekt der bodenschonenden Bewirtschaftung, wie er insbesondere im ökologischen Landbau aber auch in der

konventionellen Prozessführung (insbesondere bei strukturell vulnerablen Böden, vgl. 3.3.1) vermehrt berücksichtigt wird, während mit den abschließend in 4.4.2 analysierten Runoff-Minderungspotenzialen von Kartoffelquerdämmen eine eher technisch-mechanische Minderungsmaßnahme untersucht wird. Da die Anwendung dieser Maßnahmen in den hier betrachteten Testregionen aufgrund unterschiedlicher naturräumlicher Rahmenbedingungen in der Produktionspraxis einen sehr unterschiedlichen praktischen Stellenwert einnimmt, wird das Minderungspotential von Direktsaat am Beispiel des Testgebiets Gehle erörtert während die Wirkung von Kartoffelquerdämmen am Beispiel des Testgebiets Nauen thematisiert wird.

Tab. 4: Gebietsmittel des Oberflächenabflusses [$L d^{-1}$] für ausgewählte Ackerfrüchte bei konventionellem Anbau und Direktsaat in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50

PEF-20/SWS-90	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	∅ AZ
Mais konv.	*	*	*	281	640	829	155	163	322	249	*	*	377
Direktsaat	*	*	*	4	81	141	111	67	27	10	*	*	63
Weizen konv.	252	37	96	14	24	118	237	*	*	*	190	136	123
Direktsaat	1	1	2	2	14	42	80	*	*	*	1	1	16
Raps konv.	169	10	12	1	11	59	330	390	844	425	79	95	202
Direktsaat	1	1	1	0	6	26	156	82	311	5	1	1	49
Gras	47	1	1	1	8	106	112	156	123	49	22	28	55
PEF-02/SWS-50	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	∅ AZ
Mais	*	*	*	1	31	8	9	3	1	1	*	*	8
Direktsaat	*	*	*	1	1	5	6	2	0	0	*	*	2
Winterweizen	0	0	0	0	0	5	114	*	*	*	0	0	13
Direktsaat	0	0	0	0	0	2	13	*	*	*	0	0	2
Raps	0	0	0	0	0	3	154	3	100	1	0	0	22
Direktsaat	0	0	0	0	0	1	13	3	1	0	0	0	2
Gras	0	0	0	0	0	2	3	2	0	0	0	0	1

4.4.1 Direktsaat / Bodenschonende Bearbeitung

Direktsaat stellt auch im Ostwestfälisch-Südniedersächsischen Raum eine zunehmend praktizierte Maßnahme zur Runoff-, aber auch zur Erosionsminderung dar. Um die wichtigsten Wirkmechanismen von Direktsaat, die sich verglichen mit konventioneller (bodenwendender) Prozessführung hemmend auf Abflussbildung und Oberflächenabfluss auswirken im Modell operationell abzubilden, wurden zwei Modellroutinen realisiert, die transiente texturbedingte Effekte und direkte rauigkeitsbedingte Effekte der Direktsaat simulieren. Wie in 3.3.1 beschrieben wird dabei die, auf die transiente Melioration der hydraulischen Eigenschaften des Bodenkörpers zurückzuführende abflusshemmende Wirkung von Direktsaat auf Basis einer texturabhängigen Bodenspeichererweiterung parametrisiert, während die direkten, auf die hydraulischen Oberflächeneigenschaften bei Direktsaat zurückzuführenden Minderungen der Runoff-Neigung über Rauigkeitsparametrisierungen abgebildet werden (vgl. 3.3.1). Um die Vergleichbarkeit der nachfolgend präsentierten Szenarien-Rechnungen mit den Ergebnissen aus 4.3.2 sicherzustellen, sind alle anderen Antriebsdaten unverändert (vgl. 4.3.1). Da Direktsaat bei entsprechender technischer Ausstattung zwar prinzipiell bei unterschiedlichsten Anbaufrüchten möglich ist, in der Praxis aber bei Kartoffel und Zuckerrübe nicht praktiziert wird, beschränkt sich die nachfolgende Analyse der Direktsaateffekte auf die im Ostwestfälisch-Südniedersächsischen Raum sehr verbreitet angebauten Ackerfrüchte Mais, Winterweizen und Raps. Die exemplarische graphische Ergebnispräsentation erfolgt wiederum auf Basis von Box-Plots, in denen jeweils die auf Gebietsebene aggregierten Resultate der Runoff-Minderungsszenarien den bereits in 4.3.2 vorgestellten Ergebnissen für

die Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 direkt gegenübergestellt sind. Tabelle 4 ermöglicht eine vergleichende Betrachtung der monatlichen Gebietsmittel. Die räumlichen Effekte der Direktsaat sind am Beispiel für Mais in Abbildung 31 dargestellt. Eine tabellarische Ergebnisübersicht mit auf Gebietsebene aggregierten Kenngrößen aller Szenarien-Kombinationen und für verschiedene Variablen ist AHANG C zu entnehmen.

Mais (*zea mays* subsp. *mays*): Gemessen an den in Abbildung 28 dargestellten Modellergebnissen ist Direktsaat im Maisanbau im gesamten Anbauzyklus an der Gehle mit einer deutlichen bis sehr deutlichen Reduktion von Abflussrisiken verbunden. Zwar bleibt in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 das saisonale Muster mit frühlommerlichen Höchstwerten im Juni erhalten, ist aber in diesem Monat beim Gebietsmittel um 29 % und beim Abflussmaximum um 15 % reduziert (vgl. Abb. 31). In den anderen Monaten fällt die relative Runoff-Reduktion noch deutlicher aus, so dass das Runoff-Risiko insgesamt über den gesamten Anbauzyklus sogar um über 80 % gesenkt ist. Die von Runoff betroffenen Flächenanteile gehen dagegen nur im April/Mai und September/Oktober deutlich zurück während in den Sommermonaten dieser Flächenanteil unverändert bleibt, was in Summe über den Zeitraum April bis Oktober zu einer Reduktion des von Runoff betroffenen Flächenanteils von 31 % führt. Die Ergebnisse für die Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bestätigen diese Effekte der Direktsaat mit weitgehend identischen relativen Reduktionsmustern und nur in den Sommermonaten unveränderten Runoff-Flächenanteilen. Trotz dieser deutlichen Mitigationwirkung liegt allerdings dieser Flächenanteil auch bei Direktsaat in der moderaten PEF-02/SWS-50 Szenario-Kombination zumeist über den betreffenden Flächenangaben des Grasreferenzniveaus (insbesondere im Mai), während in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 die Ausdehnung der Runoff-betroffenen Flächen mit den Grasreferenzwerten vergleichbar ist bzw. in der späten Phase des Vegetationszyklus (September/Oktober) das Grasreferenzniveau sogar unterschreitet. Obgleich die Runoff-Disposition von Mais insbesondere in den in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 abflussgefährdetsten Monaten Mai und Juni auch bei Direktsaat gegenüber Grasflächen erhöht ist, sind die durchschnittlichen Gebietsmittel von Mais bei Direktsaat mit denen der Grasreferenzsimulationen in der Anbauphase vergleichbar.

Winterweizen (*triticum spec.*): Auch beim Winterweizen unterstreicht Abbildung 29 das hohe Mitigationpotential von Direktsaat. Das gilt zunächst für den besonders Runoff-gefährdeten Monat Januar, der nach den Modellergebnissen selbst in der worst case Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei Direktsaat nur noch ein marginales Runoff-Risiko erkennen lässt, aber auch im Erntemonat Juli wird das Runoff-Risiko durch Direktsaat beim Gebietsmittel um 66 % und beim Gebietsmaximum um 58 % reduziert. Prinzipiell belegen auch die Runoff-Quantitäten der moderaten PEF-02/SWS-50 Szenario-Kombination die Abflusshemmenden Effekte der Direktsaat, was aber angesichts der bei Winterweizen mit Ausnahme des Monat Juli ohnehin sehr geringen Abflussneigung bei moderaten Niederschlägen und durchschnittlichen Bodenfeuchten nur eine eingeschränkte Aussagekraft hat. Einen deutlichen Beleg für das Mitigationpotential der Direktsaat stellt in dieser Szenario-Kombination der starke relative Rückgang des von Oberflächenabfluss betroffenen Flächenanteils dar, der sich, gemittelt über den gesamten Anbauzyklus durch Direktsaat etwa halbiert, während in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 dieser Flächenanteil sogar von über 73 % (bei konventionellem Anbau) auf unter 27 % bei Direktsaat sinkt. Verglichen mit Mais hat Direktsaat damit beim Winterweizen tendenziell sogar stärkere Minderungspotentiale, die schließlich auch im Vergleich mit den Grasreferenzwerten deutlich werden. Danach ist Winterweizen bei Direktsaat in der moderaten PEF-02/SWS-50 Szenario-Kombination kaum stärker gegenüber Runoff-Prozessen exponiert als eine Grasfläche, während in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 sowohl die betroffenen Flächenanteile, als auch die Runoff-Quantitäten, gemittelt über die Anbauphase die entsprechenden Grasreferenzwerte unterschreiten.

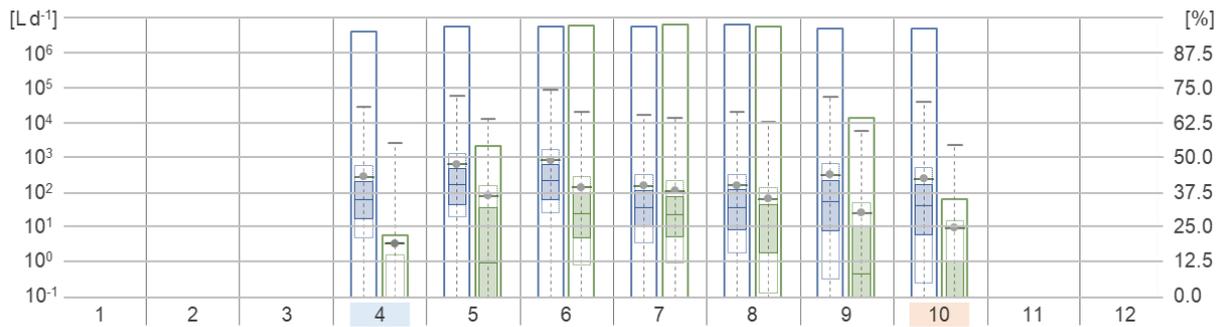


Abb. 28a: Runoff-Disposition von Mais in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei konventionellem Anbau (blau) und Direktsaat (grün) – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

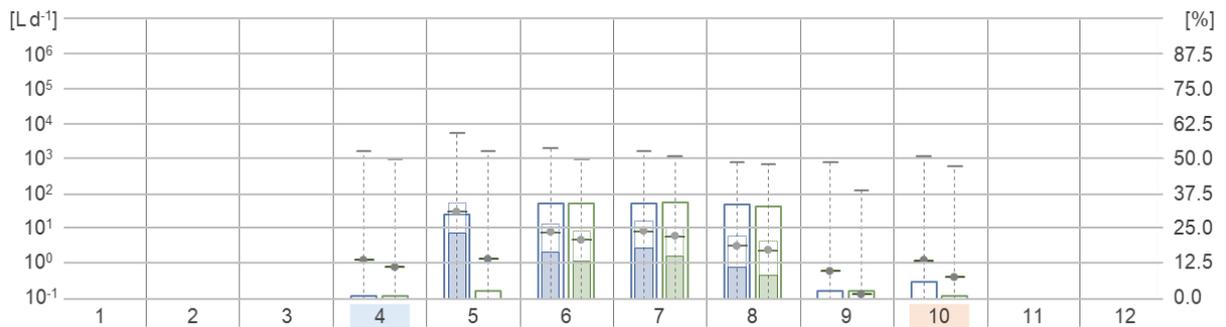


Abb. 28b: Runoff-Disposition von Mais in der Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bei konventionellem Anbau (blau) und Direktsaat (grün) – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

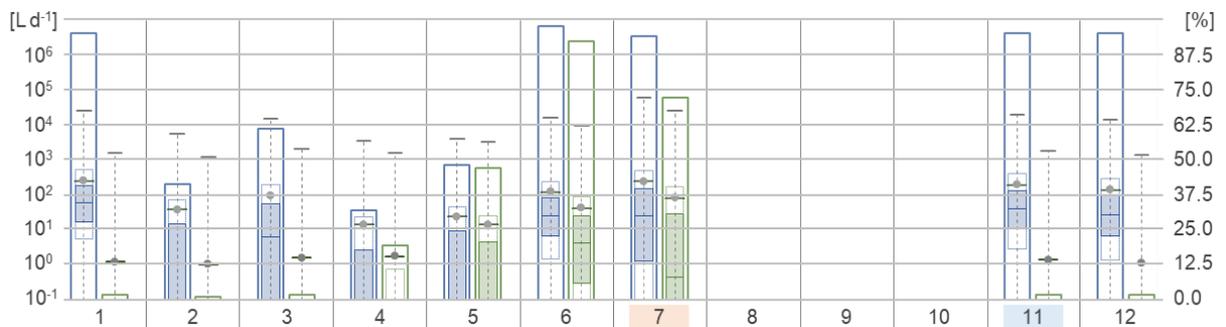


Abb. 29a: Runoff-Disposition von Winterweizen in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei konventionellem Anbau (blau) und Direktsaat (grün) – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

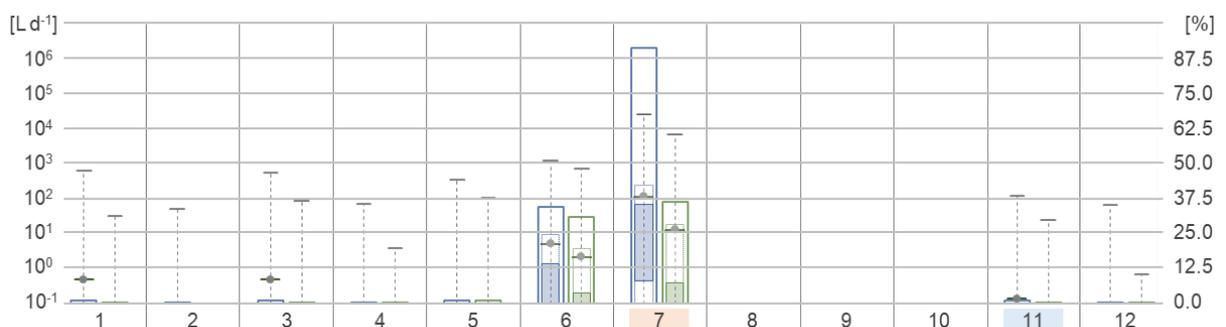


Abb. 29b: Runoff-Disposition von Winterweizen in der Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bei konventionellem Anbau (blau) und Direktsaat (grün) – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

Raps (*brassica napus*): Wie in 4.3.2 gezeigt, ist Rapsanbau an der Gehle nach den Ergebnissen der Szenarien-Rechnungen im Erntemonat Juli sowie in der frühen Entwicklungsphase von August bis Oktober mit erhöhten Runoff-Risiken verbunden, wobei die höchsten kalkulierten Runoff-Quantitäten in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 den September als besonders exponiert ausweisen. Nach den Ergebnissen der in Abbildung 30 dargestellten Direktsaat-Simulationen sind diese Risiken auch bei Raps durch Direktsaat deutlich gemindert. Bei den Gebietsmitteln liegt die Runoff-Reduktion durch Direktsaat bei etwa 76 % und senkt damit das Runoff-Risiko im Gesamtjahr auf das niedrige Niveau der Grasreferenzsimulationen. Dennoch treten in den Monaten Juli und September auch weiterhin relativ hohe Abflusswerte auf, die die entsprechenden Gebietsmittel und Gebietsmaxima der Grasreferenzsimulationen trotz Direktsaat um das 1.4- bis 2.5-fache übertreffen und auch der von Runoff betroffene Flächenanteil umfasst von Juni bis September mit 85 bis 97 % nahezu das gesamte Testgebiet. Da in den anderen, weniger exponierten Monaten die von Oberflächenabfluss betroffenen Flächen aber stark abnehmen, nimmt die von Runoff betroffene Fläche im Gesamtjahr bei Direktsaat um 45 % ab. In der moderaten PEF-02/SWS-50 Szenario-Kombination, wo für Raps lediglich in den Monaten Juli und September Runoff-Gebietsmittel von über 100 L d^{-1} kalkuliert wurden, treten bei Direktsaat nur noch marginale Abfluss-Quantitäten mit Maximum im Juli auf, die in Reaktion auf das bereits zitierte relativ hohe Niederschlagsniveau des PEF-02 Szenarios an der Gehle im Wesentlichen auf lokal begrenzt auftretende Abflussmaxima im Bereich von Reliefversteilungen mit geringer Infiltrationskapazität zurückzuführen sind.

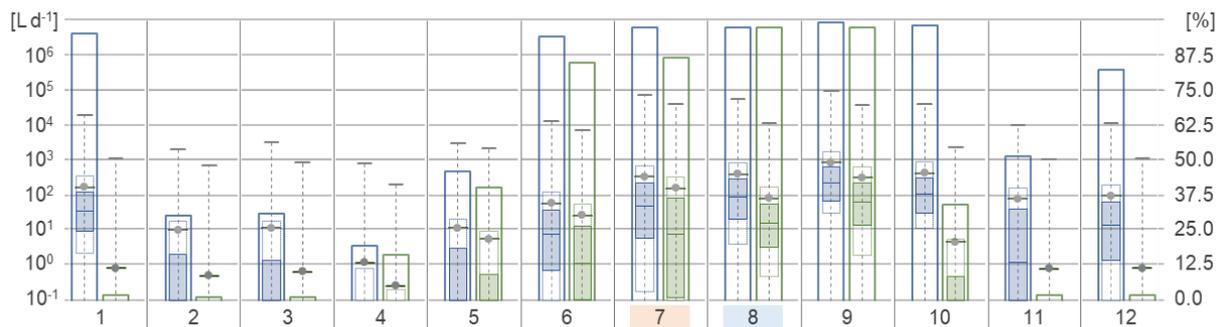


Abb. 30a: Runoff-Disposition von Winterraps in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei konventionellem Anbau (blau) und Direktsaat (grün) – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

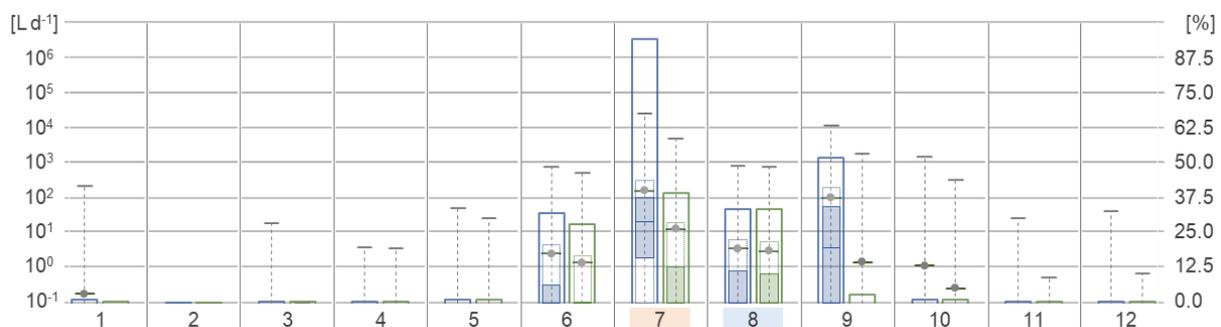


Abb. 30b: Runoff-Disposition von Winterraps in der Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bei konventionellem Anbau (blau) und Direktsaat (grün) – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot) - Graphische Signaturen sonst wie in Abbildung 17a

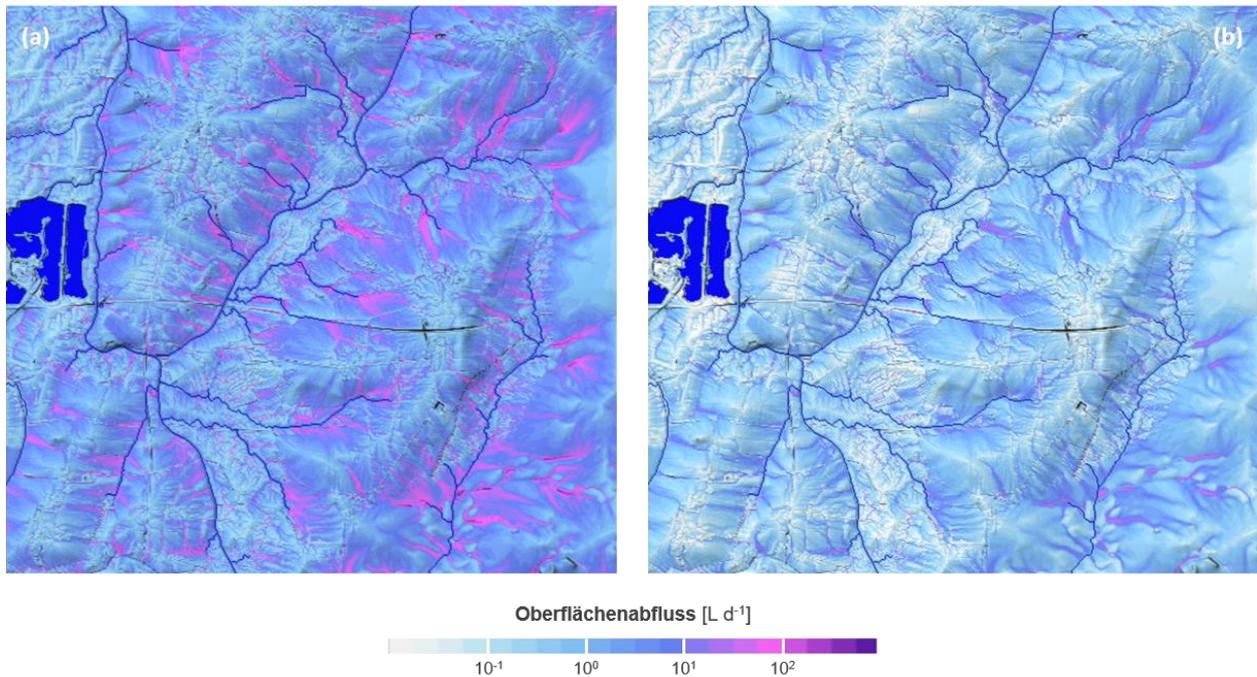


Abb. 31: Räumliche Verteilung des Oberflächenabflusses im Testgebiet Gehele im Monat Juni bei Maisanbau in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 – Abb. 31a: Oberflächenabfluss bei konventioneller Bewirtschaftung – Abb. 31b: Oberflächenabfluss bei Direktsaat

4.4.2 Querdämme im Kartoffelanbau

Querdämme können mit Hilfe technisch ausgereifter Landmaschinen wie Barbutte (Querdammhäufel) und Dyker (Lochstern) in den Prozessabläufen des Kartoffelanbaus im Routinebetrieb, d.h. ohne zusätzliche Arbeitsschritte, realisiert werden und stellen damit sowohl in der konventionellen, als auch in der bodenschonenden Bearbeitungspraxis eine zunehmend etablierte Maßnahme zur Runoff-Minderung im Kartoffelanbau dar. Um dieses Mitigationspotential im ‚Gewässerschutzberater‘ operationell abzubilden wurde in einem, in 3.3.2 beschriebenen, virtuellen experimentellen Ansatz auf Basis eines artifiziiellen Kartoffelacker-Höhenmodells (vgl. Abb. 7) die Retentionsleistung von Kartoffelquerdämmen für unterschiedliche Neigungen, Querdammabstände und Querdammhöhen bestimmt (vgl. Abb. 8). Dabei basiert die Quantifizierung des abflusshemmenden Wirkmechanismus von Querdämmen auf einer Parametrisierung des Retentionsvolumens, das bei Anwendung von Querdammhäufelern durch Mikroponding Effekte erhöht wird (vgl. 3.3.2). Entsprechend der hier berücksichtigten marktüblichen Geräte wird bei den nachfolgend präsentierten Minderungsszenarien für Dyker (Lochstern) eine Querdammhöhe (H) von 0.07 m im Abstand (D) von 0.8 m und für Barbutte eine Querdammhöhe von 0.11 m im Abstand von 1.5 m angenommen. Um die Vergleichbarkeit dieser Minderungsszenarien mit den Ergebnissen für Kartoffelanbau aus 4.3.2 sicherzustellen, sind alle hydrometeorologischen Antriebsdaten mit den in 4.3.1 beschriebenen Datensätzen identisch. Die Ergebnispräsentation erfolgt jeweils getrennt für Dyker und Barbutte und wird wiederum mit Box-Plots illustriert, in denen jeweils die auf Gebietsebene aggregierten Resultate den bereits in 4.3.2 vorgestellten Ergebnissen für die Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50 gegenübergestellt sind. Tabelle 5 unterstützt diesen Vergleich mit einer Übersicht über die Gebietsmittel. Die räumlichen Effekte von Kartoffelquerdämmen sind in Abbildung 33 exemplarisch für mit Barbutte angelegten Kartoffelquerdämmen dargestellt. Eine Ergebnisübersicht mit auf Gebietsebene aggregierten Kenngrößen aller Szenarien-Kombinationen ist ANHANG C zu entnehmen.

Tab. 5: Gebietsmittel des Oberflächenabflusses [$L d^{-1}$] für Kartoffelanbau bei konventioneller Bewirtschaftung und bei Anlage von Querdämmen (Dyker und Barbutte in den Szenario-Kombinationen PEF-20/SWS-90 und PEF-02/SWS-50)

PEF-20/SWS-90	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	∅ AZ
Konventionell	*	*	*	97	122	118	14	6	2	8	*	*	53
Dyker	*	*	*	49	81	85	1	0	0	4	*	*	31
Barbutte	*	*	*	3	33	45	0	0	0	0	*	*	12
Gras	5	5	5	5	3	2	7	6	0	1	5	6	4
PEF-02/SWS-50	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	∅ AZ
Konventionell	*	*	*	50	24	0	0	0	0	0	*	*	10
Dyker	*	*	*	3	0	0	0	0	0	0	*	*	1
Barbutte	*	*	*	0	0	0	0	0	0	0	*	*	0
Gras	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1

Dyker [$H = 0.07 \text{ m} / D = 0.8 \text{ m}$]: Nach den Ergebnissen der Szenarien-Rechnungen in 4.3.2 ist Kartoffelanbau in Nauen mit erhöhten Runoff-Risiken im Mai und Juni verbunden, wobei in der worst case Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 insbesondere die Konvergenzbereiche der Altarme und Senken des Niederungsreliefs durch prononcierte Abflussmaxima gekennzeichnet sind. Bei Anlage von Kartoffelquerdämmen mit Dyker sind diese Risiken wie in Abbildung 32 illustriert im Mai und Juni bei den Gebietsmitteln und Maxima des Runoff um 28 % (Juni) bis 34 % reduziert, während allerdings die von Runoff betroffenen Flächenanteile unverändert den stärker Runoff-exponierten Niederungsbereich abbilden. Werden auch hier die Ergebnisse der Grasreferenzsimulationen als Vergleichsmaßstab herangezogen, so erreichen die Retentionswirkungen des Dyker nicht das niedrige Gefährdungsniveau einer mit Gras bewachsenen Fläche. In der moderaten Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 (Abb. 31b), die für Kartoffelanbau bei den Einzelfruchtszenarien in 4.3.2 nur zu Beginn des Anbauzyklus Runoff-Quantitäten ausgewiesen hatte, wird nur noch für den April ein allerdings marginales Runoff-Risiko angegeben, dass beim Gebietsmittel einer Runoff-Reduktion von über 90 % entspricht und mithin verdeutlicht, dass Kartoffelquerdämme mit Dyker gerade bei relativ geringer Abfluss-Neigung den Abflussprozess signifikant hemmen bzw. verhindern. Trotz dieser deutlichen Mitigationwirkung ist der von Runoff betroffene Flächenanteil in Nauen auch im April mit etwa 26 % nur wenig geändert, während im Mai auch für das Niederungsrelief nur noch marginale Abfluss-Quantitäten kalkuliert werden.

Barbutte [$H = 0.11 \text{ m} / D = 1.5 \text{ m}$]: Verglichen mit den Retentionseffekten des Dyker resultiert der (virtuelle) Einsatz des Barbutte wie in den Abbildungen 32b und 32d gezeigt in einer deutlich stärkeren Runoff-Reduktion, die die bei diesem Querdammhäufel bereits in 3.3.2 beschriebene relativ hohe Effizienz im Flachrelief belegt. In der worst case Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 liegen die relativen Runoff-Reduktionen bei den Gebietsmittelwerten und Maxima auf vergleichbar hohem Niveau von etwa 57 % (Maximum, Juni) bis 73 % (Gebietsmittel, Mai). Da in den anderen Monaten, abweichend von den Ergebnissen der Szenarien-Rechnungen in 4.3.2, der Abfluss im Barbutte-Szenario gegen Null tendiert, kann das relative Minderungspotential dieser Mitigationsmaßnahme in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 mit 78 % (bei den Gebietsmitteln) bzw. 76 % (bei den Gebietsmaxima) beziffert werden. Trotz dieser hohen Reduktion des Runoff-Risikos liegen die Runoff-Quantitäten wie schon beim Dyker auch in dieser Szenario-Kombination über dem niedrigen Grasreferenzniveau, während dagegen die von Runoff-betroffenen Flächenanteile, die von Juli bis Oktober bei Barbutte gegen Null gehen, in Summe über die gesamte Anbauperiode um ca. 26 % reduziert sind und damit nochmals die Effizienz dieser

Minderungsmaßnahme in flachen Lagen unterstreichen. Entsprechend werden in der moderaten Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 für Kartoffelanbau mit Querdammhäufel nur noch marginale Runoff-Quantitäten simuliert, so dass Oberflächenabfluss bei moderaten Niederschlägen und durchschnittlichen Bodenfeuchten durch mit Barbutte angelegten Kartoffelquerdämme nahezu verhindert wird. Die Effizienz dieser Maßnahme wird insbesondere auch in Abbildung 33 deutlich, wonach in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 die Modellergebnisse bei Anlage von Kartoffelquerdämmen mit Barbutte und im stärker Runoff-gefährdeten Niederungsbereich diese Maßnahme die Abflussmagnitudo deutlich reduziert.

Einschränkend ist bei diesen Ergebnissen sowohl für Dyker als auch für Barbutte allerdings anzumerken, dass die Minderungspotentiale von Kartoffelquerdämmen letztlich auf dem geometrischen Retentionsvolumen der geänderten Kartoffelackertopographie basieren. Dieses Retentionspotential trägt aber typischerweise nicht zu 100 % zur Runoff-Minderung bei, da weitere Standortfaktoren wie insbesondere die Standfestigkeit der Substrate oder auch deren Durchfeuchtungsgrad zu einer anteiligen Reduktion dieser Minderungspotentiale beitragen. Dieser Aspekt wird in der anschließenden kritischen Reflektion der Modellergebnisse nochmals aufgenommen.

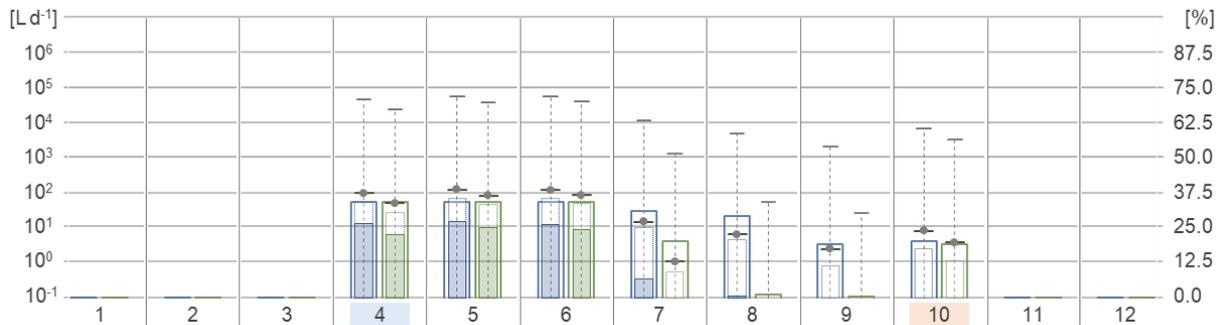


Abb. 32a: Runoff-Disposition von Kartoffel in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei konventionellem Anbau (blau) und mit Dyker angelegten Kartoffelquerdämmen (grün) – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot)

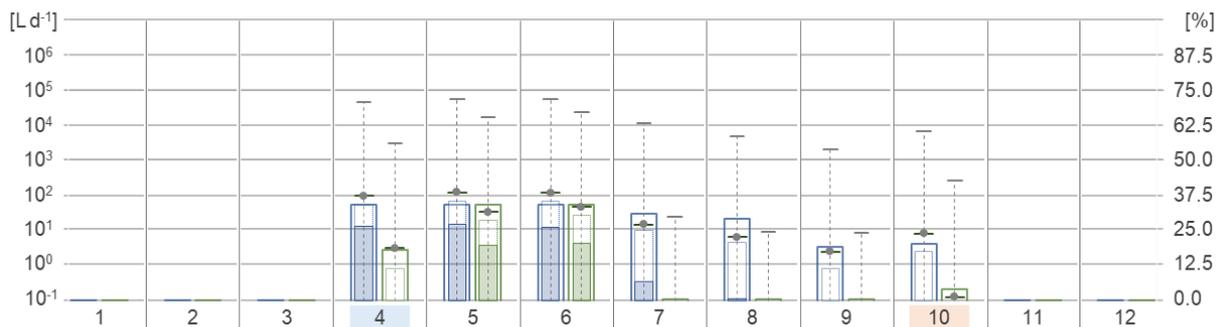


Abb. 32b: Runoff-Disposition von Kartoffel in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 bei konventionellem Anbau (blau) und mit Barbutte angelegten Kartoffelquerdämmen (grün) – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot)

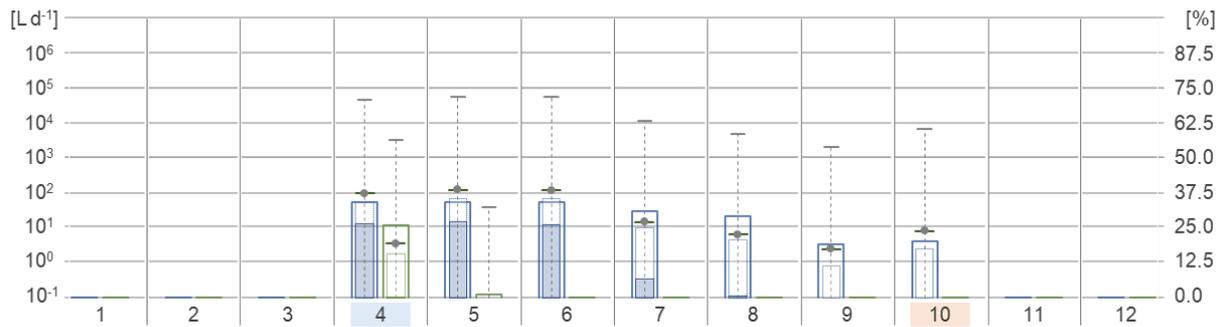


Abb. 32c: Runoff-Disposition von Kartoffel in der Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bei konventionellem Anbau (blau) und mit Dyker angelegten Kartoffelquerdämmen (grün) – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot)

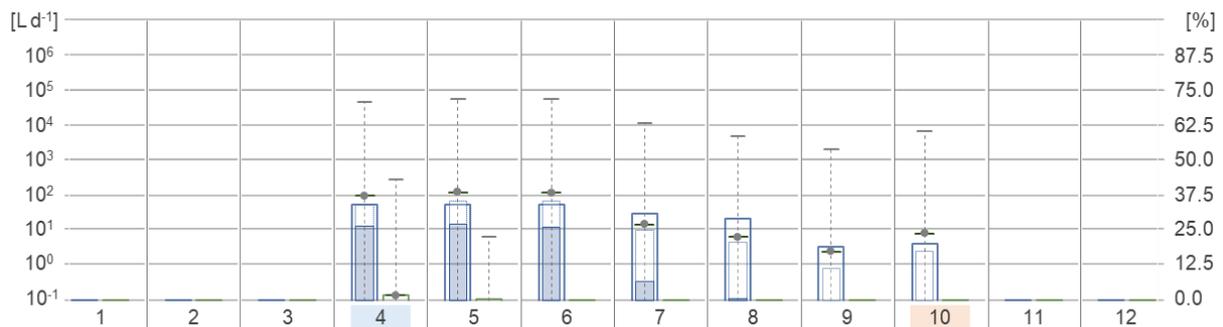


Abb. 32d: Runoff-Disposition von Kartoffel in der Szenario-Kombination PEF-02/SWS-50 bei konventionellem Anbau (blau) und mit Barbutte angelegten Kartoffelquerdämmen (grün) – Aussaatmonat (lichtblau) und Erntemonat (hellrot)

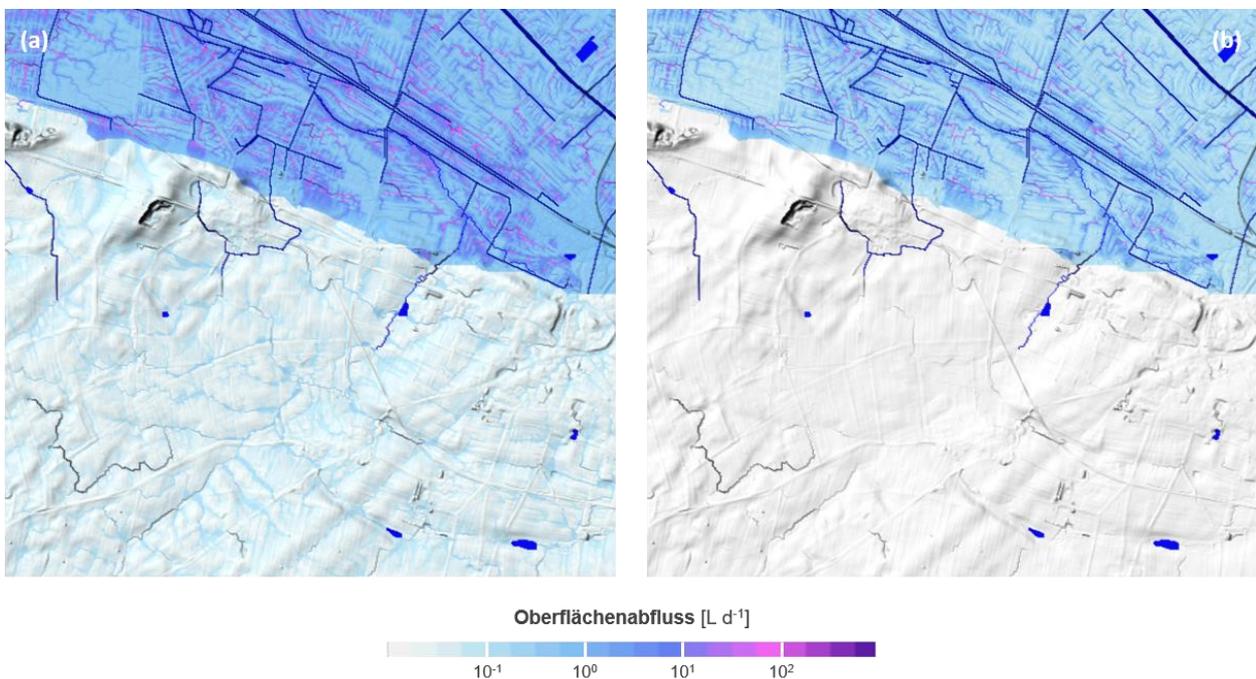


Abb. 33: Räumliche Verteilung des Oberflächenabflusses im Testgebiet Nauen im Mai bei Kartoffelanbau in der Szenario-Kombination PEF-20/SWS-90 – Abb. 33a: Oberflächenabfluss bei konventionellem Anbau – Abb. 33b: Oberflächenabfluss bei Anlage von Kartoffelquerdämmen mit Barbutte

4.5 Ergebnisevaluation und Reflektion

Die Ergebnisse der Szenarien-Rechnungen für Einzelfrüchte, Fruchtfolgen und Runoff-Minderungs-szenarien belegen deutliche jahreszeitliche und räumliche Unterschiede in der Abfluss-Neigung die, konsistent mit den in 2.1 beschriebenen Prozessdeterminanten die Bedeutung hydrometeorologischer, pedologischer und orographischer Faktoren für die Runoff-Disposition bestätigen. Allerdings treten bei den Ergebnissen der Szenarien-Rechnungen insbesondere bei den Einzelfrüchten bisweilen Redundanzen in den Magnituden der Runoff-Quantitäten auf, die die in der Literatur diskutierten unterschiedlichen Prädispositionen gegenüber Abflussprozessen (z.B. Unterschiede bei Reihenfrüchten und Getreiden, vgl. Seibert & Auerwald 2020) nur annähern, aber auch bei der räumlichen Runoff-Disposition treten bisweilen persistente Muster auf, die neben dem Relieffaktor in starken Maße die pedologische Runoff-Disposition abbilden und damit auch die starke Abhängigkeit der Ergebnisse von den Eingangsdaten und gewählten Parametrisierungen unterstreichen. Vor diesem Hintergrund sollen nachfolgend im Sinne einer kritischen Reflektion die wichtigsten Daten- und Methodenbedingten Limitierungen sowie Gültigkeitsbereiche des gewählten Modellsetups diskutiert werden.

4.5.1 Datenbedingte Limitierungen

Wie in 2.1 dargelegt, hängt die raumzeitliche Runoff-Disposition von hydrometeorologischen, pedologischen und orographischen Faktoren ab, die wiederum im Modelkonzept durch Geobasisdaten sowie regionalisierte meteorologische Variablen mit sehr unterschiedlicher raumzeitlicher Diskretisierung und Detaillierung repräsentiert werden. Die Abbildungsgüte dieser Eingangsdaten wird nachfolgend vor dem Hintergrund der erzielten Ergebnisse rekapituliert.

Hydrometeorologische Antriebsdaten: Der in den Szenarien-Rechnungen berücksichtigte Niederschlagsantrieb basiert auf saisonal differenziert ermittelten Tagesniederschlägen mit definierter Wiederkehrfrequenz, die auf Basis von Niederschlagszeitreihen lokaler Wetterstationen des DWD mit Größenfrequenzanalysen (GFA) ermittelt, und unter Berücksichtigung räumlich hochauflösender Niederschlagsfelder aus Dietrich et al. (2019) als Co-Variablen mit geographisch gewichteter Regression regionalisiert wurden (vgl. 3.2.1). Die Regionalisierung der GFA-Kenngrößen nutzt die mit 250×250 m vergleichsweise hohe Auflösung und Abbildungsgüte der Niederschlagsfelder (vgl. Dietrich et al. 2019, Wehberg et al. 2020), um regionale und saisonale Charakteristika in der Niederschlagszeitleistung abzubilden. Wenngleich dieser Ansatz eine bundesweit einheitliche Antriebsdatengrundlage liefert, die prinzipielle Unterschiede in der Niederschlagsstruktur in Abhängigkeit dominanter (konvektiver und advektiver) Niederschlagsregime widerspiegelt, können die mit wachsender Niederschlagszeitleistung zunehmend kleinräumigen Variationen, die durch Analysen von Niederschlagsradardaten vielfach belegt sind (u.a. Marra & Morrin 2015, Winterrath et al. 2017, Winterrath et al. 2018), durch den gewählten statistisch-methodischen Ansatz nur angenähert werden. Eine weitere Limitierung, die allerdings der, für die Anwendbarkeit des ‚Gewässerschutzberaters‘ als notwendig erachteten Reduktion der Anzahl von hydrometeorologischen Szenarien geschuldet ist, resultiert aus der Begrenzung auf Niederschlagstagesummen. So werden längere, ebenfalls mit erhöhten Runoff-Risiken verbundene Niederschlagsperioden in den Szenarien nicht berücksichtigt, aber auch extreme, nur wenige Stunden andauernde Niederschlagsereignisse, die z.B. in den RADKLIM Radardatenprodukten des DWD als 6-stündliche und stündliche Werte berücksichtigt sind (Winterrath et al. 2018), werden mit der in 3.2.1 beschriebenen Verteilungsfunktion zur Generierung stündlicher Niederschlagsdaten für Eventbasierte Simulationen und Szenarienrechnungen nicht repräsentiert. Diese Limitierung wird u.a. am Beispiel der Starkregenereignisse vom 29.06.2017 (Nauen) und 26.08.2010 (Gehle) deutlich, die durch die Begrenzung auf Niederschlagsereignisse mit maximal 20-jährlicher Annuität nicht repräsentiert werden.

Bodendaten: Die Abbildung des Dispositionsfaktors Boden basiert auf den bundesweit einheitlichen Daten der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200), die die Verbreitung von Leit- und Begleitböden sowie zugehörige Attributdaten als Vektordaten vorhält (vgl. 3.1.3). Dieses digitale Derivat ursprünglich analoger kleinmaßstäbiger Bodenkarten, die von den Landesfachbehörden der Bundesrepublik auf Grundlage von Geländekartierungen mit unterschiedlichen Konzepten und in verschiedenen Maßstäben generiert wurden, leistet bereits aufgrund des Zielmaßstabs von 1:200.000 und der damit verbundenen (graphischen) Maßstabskonventionen nur eine räumlich vergleichsweise grob aufgelöste Repräsentation von Böden und abgeleiteten Bodenparametern, die auf Basis der hinterlegten Leitbodenprofile wiederum nur eine räumlich generalisierte Modellierung von Bodengesteuerten Prozessen ermöglicht. Ein besondere, mit dieser starken Generalisierung verbundene Modelllimitierung resultiert aus der groben räumlichen Diskretisierung der Vektordaten, die laterale bodenbildende Prozesse wie z.B. Solifluktion und Denudation und die mit diesen Umlagerungsprozessen verbundenen bisweilen kontinuierlichen Übergänge bodenhydrologischer Eigenschaften nicht repräsentieren. Diese Limitierung zeigt sich besonders deutlich in den räumlich persistenten Abflussmustern des Testgebiets Nauen, wo die hohe Runoff-Disposition des Niederungsreliefs in nahezu allen Szenario-Kombinationen im starken Kontrast zum Geestbereich steht, aber auch an der Gehle ist die räumlich diskrete Repräsentation der Böden mit bisweilen abrupt wechselnden Mustern insbesondere bei den kalkulierten Infiltrationsüberschüssen verbunden. Darüber hinaus ist diese grobe räumliche Repräsentation des Dispositionsfaktors Boden nicht konsistent mit der hohen Auflösung der DGM Datenbasis, sodass Boden- und Reliefdeterminierte Prozesse, die eigentlich eng verknüpft sind auf unterschiedlichen Skalenebenen abgebildet werden.

Orographische Daten: Die Abbildung reliefdeterminierter lateraler Abflussprozesse basiert wie in 3.1.3 beschrieben auf dem 10 × 10 m aufgelösten Höhenraster des DGM10. Da dieses vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) administrierte DGM auf Grundlage von Daten aus Laserscanning-Messverfahren generiert wurde, wird im Höhenmodell nicht nur die physische Oberfläche des Georeliefes der Erde, sondern auch die Topographie repräsentiert. Wenngleich artifizielle topographische Elemente wie Straßen- und Bahndämme aber auch Gerinne-Strecken die kleinräumige Verteilung von Abflussprozessen ganz maßgeblich steuern, und diese, aus geomorphologischer Sicht artifiziell ‚verrauschen‘ Oberflächensignale im Kontext dieser Arbeit zu einer durchaus gewünschten realitätsnahen Abbildung von Abflussmustern beitragen, so wird die Reliefgeometrie dieser anthropogenen topographischen Elemente bei einer räumlichen Auflösung von nur 10 × 10 m im DGM 10 allerdings nicht konsistent abgebildet. Während etwa große Straßen- oder Bahndämme in beiden Testgebieten repräsentiert werden, fallen z.B. Kanäle und Gräben, die selbstverständlich einen starken Einfluss auf das Abflussrouting und mithin die modellierte Abflussverteilung haben, „durchs Raster“. In Konsequenz treten in allen Szenarienrechnungen räumlich persistente Verteilungsmuster wie etwa im Bereich des Niederungsreliefs in Nauen auf, die die räumliche, durch Kanäle und Gräben maßgeblich determinierte Verteilung des Oberflächenabflusses nicht oder nur eingeschränkt wiedergeben.

4.5.2 Methodenbedingte Limitierungen

Wie in 3.1.1 dargelegt, sollte für die Realisierung des ‚Gewässerschutzberaters‘ ein Modellkonzept entwickelt und implementiert werden, das unter vertretbarem Rechenaufwand eine bundesweit einheitliche, räumlich sehr hochauflösende Erfassung von Runoff-Risiken auf Basis ubiquitär verfügbarer Geobasisdaten ermöglicht. Vor dem Hintergrund dieser durchaus ambitionierten Zielsetzung wurden neben prozessbasierten Ansätzen insbesondere konzeptionelle Modellkomponenten realisiert, die zur Erfüllung der unter 3.1.1 vor dem Hintergrund des übergeordneten Anwendungskontextes spezifizierten

Anforderungen an die Modellierung gewisse Kompromisse und Vereinfachungen notwendig gemacht haben. Die damit verbundenen Modell-bedingten Limitierungen lassen sich dabei generalisiert auf die gewählten Ansätze zur Oberflächenparametrisierungen, sowie Vereinfachungen bei den Modellkomponenten zur Repräsentation des Oberflächenabflusses zurückführen. Die wichtigsten Limitierungen sind nachfolgend skizziert.

Oberflächenparametrisierung: Obgleich mit der in 3.2.1 beschriebenen Parametrisierung der Oberflächenrauigkeit auf Basis von Rauheitsbeiwerten ein in der hydrologischen Modellierung etablierter Ansatz gewählt wurde, ermöglichen die saisonal differenziert abgebildeten Stricklerbeiwerte nur eine generalisierte Repräsentation der mit der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und der Pflanzenphänologie verbundenen Variationen der Abfluss-Neigung und Abflussverteilung. Trotz der in der Literatur bisweilen sehr unterschiedlichen Angaben zu Stricklerbeiwerten (vgl. 3.2.1) ist diese Form der Parametrisierung des Einflusses der Oberflächenrauigkeit etwa bei Reihenfrüchten wie Mais, Zuckerrüben oder Kartoffeln mit ähnlichen hydrologischen Wirkungen wie bei den hier diskutierten Getreidearten verbunden. Wie in den Übersichtstabellen 2 bis 5 verdeutlicht, spiegeln die in den Szenarien-Rechnungen ermittelten Abfluss-Quantitäten im Jahresgang zwar grundsätzlich plausible Pflanzenspezifische Charakteristika wieder, erreichen aber bei den Monaten mit erhöhter Runoff-Neigung die bei den einzelnen Anbaufrüchten identifizierten wurden, innerhalb der jeweiligen Szenario-Kombination jeweils sehr ähnliche Dimensionen.

Auch wenn der Ansatz der Parametrisierung von hydraulisch wirksamen Oberflächeneigenschaften damit zumindest die Saisonalität tragfähig repräsentiert, lassen sich quantitativ bedeutsame pflanzenspezifische dynamische Prozesse damit nur sehr unzureichend abbilden. Exemplarisch sei an dieser Stelle der bei Mais besonders kritische Verschlammungsprozess genannt, der in der frühen Anbauphase bei den gegenüber Prall- und Plantschwirkung auftretender Niederschläge besonders exponierten Oberböden die Runoff-Bildung forciert. Darüber hinaus wird dieser Verschlammungsprozess aber auch in der fortgeschrittenen Entwicklungsphase unter Mais verstärkt, da diese Reihenfrucht bei Oberflächenabfluss dynamische Turbulenzen provoziert, die das Oberbodenmaterial verspült und damit in Folge auch die weitere Infiltration des Niederschlags hemmt (vgl. auch Engel et al. 2009; Fuentes et al. 2004; Hu et al. 2009, Ahnert 2015). Gerade das Verschlammungsproblem steht exemplarisch für notwendige weiterführende Modellentwicklungen zur verbesserten Anwendbarkeit des Gesamtkonzepts.

Oberflächenabfluss: Limitierungen bei der Abbildung von Abflussprozessen resultieren auch aus dem in 3.2.1 beschriebenen Ansatz zur Modellierung von Abfluss-Quantitäten. Dies betrifft zunächst grundsätzlich den Ansatz der auf Routingroutinen basierten Aufsummierung von Infiltrationsüberschüssen, die über das gesamte Einzugsgebiet einer Rasterzelle aggregiert werden und damit trotz der Regulation über die Fließzeit zu ausgesprochen hohen Abflussquantitäten führen. Da dieser Ansatz eine impermeable Oberfläche annimmt und mithin Infiltrationsprozesse entlang des Abflusspfades negiert, verletzen die berechneten Abflussquantitäten die bei hydrologischen Modellierungen übliche Randbedingung einer geschlossenen Wasserbilanz und sind mithin auch nicht als Komponente des Wasserhaushalts zu interpretieren, unterstützen aber im Sinne eines Indikators für die Runoff-Disposition eine vergleichende Analyse von unterschiedlichen Anbaufrüchten, Fruchtfolgen und Minderungsmaßnahmen. Diese Einschränkung berücksichtigend, verdeutlichen u.a. die ausgesprochen geringen Abfluss-Quantitäten der Grasreferenzsimulationen, dass das Konzept der Regulation von Runoff-Mengen über die Fließzeiten in Kombination mit der Rauigkeitsparametrisierung auf Basis etablierter Stricklerbeiwerte tragfähig ist, um relative Unterschiede in der Runoff-Gefährdung herauszuarbeiten. Vor diesem Hintergrund bilden auch die in 4.4 beschriebenen Ergebnisse der Direktsaat-Szenarien bei

vergleichender Betrachtung der Runoff-Disposition bei konventioneller Bodenbearbeitung das Mitigationpotential von Direktsaat plausibel, und konsistent mit publizierten Praxiserfahrungen ab (vgl. Auerswald et al. 2020). Gleiches gilt auch für die Minderungswirkung von Kartoffelquerdämmen. Obgleich das Retentionspotential von Kartoffelquerdämmen von weiteren, in der Modellierung nicht berücksichtigten Bodeneigenschaften abhängt und bei fortschreitendem Durchfeuchtungsgrad nachlässt (Werner et al. 2014), decken sich die modellierten relativen Minderungspotentiale sehr weitgehend mit den Ergebnissen von Olivier et al. (2014), die die Reduktion des Oberflächenabflusses durch diese Maßnahme mit mindestens 50 % beziffern. Damit steht für den ‚Gewässerschutzberater‘ ein valides Tool zur Verfügung, das eine teilflächenspezifische Modellierung und Analyse der Retentionswirkung von Kartoffelquerdämmen bei unterschiedlichen Geländeneigungen ermöglicht. Obgleich die prinzipiellen Modellbedingten Limitierungen auch hier zu berücksichtigen sind, so bietet die Modellierung des Minderungspotentials von Kartoffelquerdämmen dem Anwender des ‚Gewässerschutzberaters‘ die Möglichkeit, die Effizienz unterschiedlicher Maßnahmen bzw. die mit der Realisierung dieser Maßnahmen verbundenen Kosten in erster Näherung zu evaluieren.

Schließlich stellt auch der Ansatz einer Aggregation von Infiltrationsüberschüssen über das gesamte Einzugsgebiet eine Limitierung dar, die die Anwendung von Modellergebnissen zur Unterstützung einer auf Runoff-Minderung abzielenden Optimierung der landwirtschaftlichen Prozessführung einschränkt. So bildet in der landwirtschaftlichen Praxis nicht das Einzugsgebiet einer Rasterzelle die für die Planung relevante räumliche Entität, sondern in der gesamten Bewirtschaftung inkl. aller Applikationsmaßnahmen sowie Aussaat und Erntekampagnen wird in der landwirtschaftlichen Praxis schlagbezogen geplant. Da Schlaggrenzen wiederum wichtige, wenn auch schwer parametrisierbare Prozessgrenzen darstellen, wird dieser Aspekt nachfolgend im abschließenden Fazit und Ausblick nochmal aufgenommen.

5. Fazit und Ausblick

Das im Rahmen dieser Dissertation präsentierte Modellkonzept zur GIS-gestützten Modellierung von Runoff-Risiken auf landwirtschaftlich genutzten Flächen unterstützt eine saisonal differenzierte, räumlich-explizite Abschätzung der Runoff-Neigung für unterschiedliche Anbaufrüchte, Fruchtfolgen und Runoff-Minderungsmaßnahmen. Das Konzept kombiniert etablierte statistische und numerische Ansätze der Modellierung von Wasserhaushaltskomponenten und (vertikalen und lateralen) Wasserflüssen mit GIS-gestützten geometrisch-topologischen Analysetechniken. Vor dem Hintergrund des kontextuellen Rahmens der Modellentwicklung, die im Zuge der Realisierung einer Web-GIS Applikation auf eine bundesweit einheitliche Anwendbarkeit zielt, werden Eingangsdaten berücksichtigt, die flächenhaft für das Staatsgebiet der Bunderepublik verfügbar sind bzw. im Rahmen verschiedener Projekte der UHH generiert und für die Modellentwicklung verfügbar gemacht wurden. Neben Bodendaten der BÜK200 (Bodenübersichtskarte 1:200.000) und dem DGM10 gehen räumlich hochaufgelöste Klimaflächendaten in die Modellierung ein, die eine zeitlich kontinuierliche Modellierung von Wasserhaushaltskenngrößen sowie eventbezogene Simulationen und Szenarienrechnungen für unterschiedliche Bodenfeuchte- und Niederschlagszenarien ermöglichen. Die räumliche Auflösung der Modellierung ist durch das DGM10 determiniert, das auf Grund seiner ursprünglichen Datengrundlagen als Laserscanning-DGM zwar artifizielle, die Abflussverteilung steuernde Oberflächenelemente in unterschiedlicher Detaillierung abbildet, aber aufgrund der hohen Auflösung von 10×10 m die für Relief-gesteuerte Abflussprozesse relevante Skala repräsentiert. Die Abbildung des Standortfaktors Boden durch die Vektordaten der BÜK 200 ist dagegen mit einer starken Generalisierung verbunden, die die in großmaßstäblichen Bodenkarten besser angenäherte Heterogenität von Bodeneigenschaften nicht widerspiegelt. In den Modellergebnissen ist diese Datenbasis mit räumlich diskreten Änderungen der Wertenniveaus insbesondere bei Infiltrationsraten verbunden und beeinflusst mithin auch die berechneten Abflussquantitäten und damit die Abschätzung der Runoff-Disposition. Angesichts der besonderen Relevanz des Standortfaktors Boden für Abflussprozesse aber auch für zahlreiche weitere, in einer nachhaltigen Bodenbewirtschaftung zu berücksichtigende Prozesse wie insbesondere Bodenerosion, ist eine verbesserte Datengrundlage zwingend erforderlich. Da mit den von Hengl et al. (2017) entwickelten Ansätzen zur Regionalisierung der World Soil Grids ein Methodenkatalog zur Verfügung steht, der auf Basis punktueller Bodeninformationen prinzipiell eine hochauflösende Generierung von Bodenflächendaten ermöglicht, könnte durch eine systematische Erfassung und Sammlung von Profildaten und Metadaten eine Datenbasis geschaffen werden, die sich von der maßstabsbezogenen diskreten Repräsentation von Böden löst und eine räumlich kontinuierliche hochauflösende Repräsentation des Standortfaktors Boden ermöglicht.

Da die Modellentwicklung ausdrücklich auf eine das gesamte Bundesgebiet abdeckende Anwendung zielt, und daher Rechenzeit-effiziente Routinen notwendig macht, werden vertikale und laterale Wasserflüsse in den Modellkomponenten vereinfacht abgebildet. Obgleich diese, dem Begriff „Dispositionmodell“ bereits inhärente Limitierung des Modellkonzepts vor dem Hintergrund des in der Einführung spezifizierten Anforderungskatalogs mit begründbaren Einschränkungen beim Explikationsgrad und der Komplexität der gewählten Ansätze verbunden ist, sind dennoch weiterführende Entwicklungsschritte notwendig um die adressierten Prozesse physikalisch konsistent abzubilden. In Anlehnung an etablierte Modellkonzepte der Meteorologie, die zur räumlichen Verfeinerung von großskaligen Klimamodelldaten statistische und dynamische Downscaling Verfahren kombinieren, könnten auch in der Abflussmodellierung numerische und statistische Methoden kombiniert werden. Denkbar wären hier,

zunächst dynamische Simulationen für begrenzte repräsentative Modelldomänen durchzuführen, die nachfolgend mit statistischen Ansätzen wie insbesondere Machinelearning Algorithmen repliziert werden und damit unter vertretbarem Rechenaufwand auch auf große Zieldomänen übertragbar sind.

Den Katalog an Runoff-Minderungsmaßnahmen gilt es sukzessive zu erweitern und zu präzisieren in Bezug auf potentielle *in-field* Maßnahmen wie verschiedene schonende Bodenbearbeitungstechniken, den Anbau von Zwischenfrüchten, Streifenanbau oder Mulchsaat, aber auch weitere, in der Praxis besonders übliche Maßnahmen außerhalb des bewirtschafteten Feldes wie Ackerrandstreifen oder künstliche Entwässerungsgräben (*End-of-field-ditch*) sollten integriert werden.

Schließlich ist auch die Abbildung von Abflussrisiken auf der Ebene der DGM Einzugsgebiete im Sinne einer anwendungs- und umsetzungsorientierten Analyse von Abflussrisiken und daraus abzuleitenden Minderungsmaßnahmen mit Einschränkungen verbunden, da in der betrieblichen Praxis letztlich der Ackerschlag, oder zumindest ein Feldblock, die relevante, in Planungsprozessen typischerweise adressierte räumliche Einheit darstellt. Eine prototypisch in Wendland et al. (2016) bereits realisierte, konsequente Umstellung des Modellkonzepts auf Schlagbezogene Simulationen scheitert bisher an der, auf Grund der geltenden Rechtslage eingeschränkten Verfügbarkeit vektorisierter Schlaggrenzen (vgl. 3.1.1). Neben der verbesserten digitalen Abbildung der für Abflussbildung und Abflussdynamik sehr relevanten Nutzungsdifferenzierung, trägt eine Schlagbezogene Modellierung damit den Praxisanforderungen Rechnung. Auch um möglichen rechtlichen Problemen bei der Nutzerseitigen Abbildung von Abflussquellgebieten und Abflusspfaden präventiv zu begegnen, könnten durch die Entwicklung von Web-GIS basierten Schnittstellen zur Integration von Schlaggeometrien sowie weiteren für die landwirtschaftliche Prozessführung relevanten Daten die Anwendungsoptionen des Modellkonzepts auf Betriebsebene deutlich erweitern. Gerade diese Option einer direkten Nutzereinbindung dürfte maßgeblich zur Dissemination und Akzeptanz der entwickelten Modellanwendungen beitragen und trägt damit letztlich zur Erreichung der übergeordneten Zielsetzung aller bisher geleisteten Forschungs- und Entwicklungsarbeiten bei, die landwirtschaftliche Praxis nachhaltig zu gestalten.

6. Literaturverzeichnis

- Adam, C.; Gläßer, W. & Hölting, B. (2000): Hydrogeologisches Wörterbuch. Stuttgart, Thieme Verlag.
- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5., verbesserte und erweiterte Auflage. Bundesanstalt für Geow. und Rohstoffe, Hannover.
- Ahnert, F. (2015): Einführung in die Geomorphologie. 5., vollst. überarb. und erw. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Albert, A. (Hrsg.)(1998): Schneider - Bautabellen für Ingenieure mit Berechnungshinweisen und Beispielen (13.Auflage), Bundesanzeiger Verlag, Köln.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. & Smith, M. (1998): Crop Evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56, 300 pp.
- Arnold, J.G., Moriasi, D.N., Gassman, P.W., Abbaspour, K.C., White, M.J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R.D., van Griensven, A., Van Liew, M.W., Kannan, N. & Jha, M.K. (2012): SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. Transactions of the ASABE 55/4: 1491–1508.
- Assouline, Shmuel (2013): Infiltration into soils. Conceptual approaches and solutions. In: Water Resour. Res. 49 (4), S. 1755–1772. DOI: 10.1002/wrcr.20155.
- Auerswald, K.; Schröder, R. & Fiener, P. (2020): Landwirtschaft und Hochwasser. Augsburg, München: Universität Augsburg, Hirthammer.
- Belmans, C.; Wesseling, J.G. & Feddes, R.A. (1983): Simulation-model of the water-balance of a cropped soil - SWATRE. In: Journal of Hydrology 63 (3-4), S. 271–286.
- Beltman, W.H.J., Dik, P.E., Groenendijk, P., Heinen, M., Massop, H.T.L., Mulder, H.M. & Veldhuizen, A.A. (2019): RUnoff and Mitigation Equation (RUME) for effectiveness of two mitigation measures in arable crops to reduce runoff (Description and instruction for the RUME tables - RUME version 1.1). Wageningen University and Research, Wageningen.
- Bergeron, T. & Findeisen, W. (2011): Bergeron-Findeisen Prozess. SaluPress, 90 pp.
- Beven, K.J. (1997): TOPMODEL: a critique. Hydrol. Process. 11(9): 1069–1086.
- Beven, K.J. (2012): Rainfall-Runoff Modelling. The Primer, 2nd edition, Wiley-Blackwell, Chichester (UK).
- Beven, K.J. (2020a): A history of the concept of time of concentration. In: Hydrol. Earth Syst. Sci. 24 (5), S. 2655–2670. DOI: 10.5194/hess-24-2655-2020.
- Beven, K.J. & Freer, J. (2001): A Dynamic TOPMODEL. Hydrol. Process. 15(10): 1993–2011.
- Beven, K.J., Lamb, R., Quin, P., Romanowicz, R. & Freer, J.E. (1994). TOPMODEL. In: Singh, V.P. (1995): Computer models of watershed hydrology. Water Resources Publ., Highlands Ranch, Colorado, 1130 pp.
- Beven, K.J.; Lamb, R.; Kirkby, M. J. & Freer, J.E. (2020b): A history of TOPMODEL. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, <https://doi.org/10.5194/hess-2020-409>.
- Blanco-Canqui, H. & Ruis, S. (2018): No-tillage and soil physical environment. Geoderma 326, 164-200.
- Blöschl, G. & Grayson, R. (2002): Flächendetaillierte Niederschlag-Abfluss Modellierung. Wiener Mitteilungen 164: 33–56

- Blume, H.P., Horn, R. & Thiele-Brun, S. (2010): Handbuch des Bodenschutzes – Bodenökologie und Belastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. 4. überarbeitete Auflage. Wiley-VCH, 758 pp.
- Böhner, J. (2004): Regionalisierung bodenrelevanter Klimaparameter für das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (NLFb) und die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). In: Die Klimadaten im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS) und im Fachinformationssystem Bodenkunde der BGR (FISBo BGR).
- Böhner, J. (2020): Modelle und Modellierungen. – In: Gebhardt, H., Glaser, R., Radtke, U. & Reuber, P. [Hrsg.]: Geographie – Physische Geographie und Humangeographie – 3. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag 2011, pp. 128-133.
- Böhner J & Antonic O. (2009): Land-Surface Parameters Specific to Topo-Climatology. –In: Hengl, T. & Reuter Hl. [Eds.]: Geomorphometry: Concepts, Software, Applications. Developments in Soil Science 33. Elsevier. 772 pp.
- Böhner, J. & Bechtel, B. (2018): GIS in Climatology and Meteorology. In: Comprehensive Geographic Information Systems: Elsevier, S. 196–235.
- Böhner, J. & Bendix, J. (2020): Der Einfluss von Hochgebirgen auf die Zirkulation der Atmosphäre. In: Lozán, J.L., Breckle, S.W., Escher-Vetter, H., Grassl, H., Kasang, D., Paul, F. & Schickhoff, U. [Eds.]: Warnsignal Klima – Hochgebirge im Wandel. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 21-26.
- Böhner, J, Schäfer, W., Conrad, O., Gross, J. & Ringeler, A. (2003): The WEELS Model: Methods, Results and Limitations. In: Catena 52, S. 289–308.
- Borrelli, P.; Robinson, D.A.; Fleischer, L.R.; Lugato, E.; Ballabio, C. & Alewell, C. (2017): An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. In: Nature communications 8 (1), S. 2013. DOI: 10.1038/s41467-017-02142-7.
- Bräunig, A. (2000): Entwicklung forstlich rekultivierter sowie renaturierter Böden und Simulation ihres Wasserhaushaltes in der Mitteldeutschen Braunkohlen-Bergbaufolgelandschaft, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Dissertation.
- Bronstert, A.; Creutzfeldt, B.; Graeff, T.; Hajsek, I.; Heistermann, M. & Itzerott, S. (2012): Potentials and constraints of different types of soil moisture observations for flood simulations in headwater catchments. In: Nat Hazards 60 (3), S. 879–914. DOI: 10.1007/s11069-011-9874-9.
- Brümmer, G.W. (2002): Schadverdichtungen in Ackerböden - Entstehung, Folgen, Gegenmaßnahmen . Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Forschungsberichte "Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft", 92.
- Buckingham, E. (1907): Studies on the movement of soil moisture. Bureau of Soils. Bulletin No. 38, Government Print Office, Washington, US.
- Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2022): Kartoffeln.
<https://www.landwirtschaft.de/landwirtschaftliche-produkte/wie-werden-unsere-lebensmittel-erzeugt/pflanzliche-produkte/kartoffeln>
- Cherlet, M.; Hutchinson, C.; Reynolds, J.; Hill, J.; Sommer, S. & Maltitz, G. von (2018): World atlas of desertification. Rethinking land degradation and sustainable land management. Third edition. Luxembourg: Publication Office of the European Union.

- Chow, V.T. (1959): Open-channel hydraulics. New York: McGraw-Hill (McGraw-Hill civil engineering series).
- Chu, X. & Steinman, A. (2009): Event and continuous hydrologic modelling with HEC-HMS. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 135(1): 119–124.
- Conrad, O.; Bechtel, B.; Bock, M.; Dietrich, H.; Fischer, E.; Gerlitz, L. ; Wehberg, J.; Wichmann, V. & Böhner, J. (2015). System for automated geoscientific analyses (SAGA) v. 2.1. 4. *Geoscientific Model Development*, 8 (7), 1991-2007.
- Courant, R., Friedrichs, K. & Lewy, H. (1928): Über die partiellen Differentialgleichungen der mathematischen Physik. In: *Math. Ann.* 100, S. 32–74.
- Crescimanno, G. & Garofalo, P. (2005): Application and Evaluation of the SWAP Model for Simulating Water and Solute Transport in a Cracking Clay Soil. In: *Soil Science Society of America Journal* 69 (6), S. 1943. DOI: 10.2136/sssaj2005.0051.
- Darcy, H., 1856. Les fontaines publique de la ville de Dijon. Dalmont, Paris.
- Devia, G.K.; Ganasri, B.P. & Dwarakish, G.S. (2015): A Review on Hydrological Models. In: *Aquatic Procedia* 4, S. 1001–1007. DOI: 10.1016/j.aqpro.2015.02.126.
- Dietrich, H.; Wolf, T.; Kawohl, T.; Wehberg, J.; Kändler, G. & Mette, T. (2019): Temporal and spatial high-resolution climate data from 1961 to 2100 for the German National Forest Inventory (NFI). In: *Annals of Forest Science* 76 (1). DOI: 10.1007/s13595-018-0788-5.
- Draper, N.R. & Smith, H. (1998): *Applied Regression Analysis*. 3th Edition, Wiley, New York. DOI: 10.1002/9781118625590
- Duchemin, B.; Maisongrande, P.; Boulet, G. & Benhadj, I. (2008): A simple algorithm for yield estimates. Evaluation for semi-arid irrigated winter wheat monitored with green leaf area index. In: *Environmental Modelling & Software* 23 (7), S. 876–892. DOI: 10.1016/j.envsoft.2007.10.003.
- Durrant, D.R. (1999): *Numerical methods for wave equations in geophysical fluid dynamics*. Springer, New York.
- DIN 19708 (2005): *Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mithilfe der ABAG*, Normenausschuss Wasserwesen im DIN; Berlin.
- Eisenhauer, N. (2007), Hochschule Karlsruhe, Virtuelles Wasserbau-Labor ViWaLa (Hydromechanik, Gerinneströmung, Rauheitsbeiwert nach Strickler).
- Engel, F.L.; Bertol, I.; Ritter, S.R.; González, A.P.; Paz-Ferreiro, J. & Vidal Vázquez, E., (2009): Soil erosion under simulated rainfall in relation to phenological stages of soybeans and tillage methods in Lages, SC, Brazil. *Soil & Tillage Res.* 103, 216-221.
- Engman, E.T. (1986): Roughness Coefficients for Routing Surface Runoff. In: *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 112 (1), S. 39–53. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(1986)112:1(39).
- FAO (2011): *The State of the World’s Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW): Managing Systems at Risk*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1st ed. Milton Park, Abingdon, New York, NY: Earthscan.
- FAO (2021): *Entwicklung der globalen Ackerfläche und Weidelandfläche in den Jahren 1961 bis 2019*, zitiert nach de.statista.com,

URL:<https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1196555/umfrage/anbauflaechen-und-weideflaechen-weltweit/> (09.08.2022)

- FAO & ITPS (2015): The Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- Ferziger, J.H. & Perić, M. (2008): Numerische Strömungsmechanik. 1. Auflage. Springer, Berlin, 424 pp.
- Flügel, W.A. (1995): Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl, Germany. *Hydrological Processes* 9: 423–436.
- Fohrer, N., Mollenhauer, K. & Scholten, T. (2003): Bodenerosion. In: Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Band 2 – Relief, Boden, Wasser. Spektrum Akademischer Verlag, pp. 106–109.
- Foster, G.R. & Lane, L.J. (1987): User requirements, USDA-water erosion prediction project (WEPP). National Soil Erosion Research Laboratory Report No. 1. West Lafayette, Indiana: National Soil Erosion Research Laboratory.
- Fraga, I.; Cea, L. & Puertas Agudo, J. (2013): Experimental study of the water depth and rainfall intensity effects on the bed roughness coefficient used in distributed urban drainage models. *Journal of Hydrology* 505:266-275. DOI: DOI:10.1016/j.jhydrol.2013.10.005
- Freeman, T.G. (1991): Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. In: *Computers & Geosciences* 17 (3), S. 413–422. DOI: 10.1016/0098-3004(91)90048-I.
- Fuentes, J.P.; Flury, M. & Bezdicsek, D.F. (2004): Hydraulic Properties in a Silt Loam Soil under Natural Prairie, Conventional Till, and No-Till. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1679-1688.
- Gassman P.W., Reyes M.R., Green C.H. & Arnold J.G. (2007): The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 50(4): 1211-1250.
- Gebel, M., Allion, K., Plambeck, N.O., Fuchs, S. & Ullrich, A. (2021): Deutschlandweite hochaufgelöste Modellierung von Sedimenttransfers in die Oberflächengewässer zur Ableitung partikelgebundener Phosphoreinträge. In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 14 7, S. 413–417.
- Gelleszun, M. (2022): Deterministisch-stochastische Modellansätze als Grundlage hydrologischer Prozessbeschreibungen. Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, 157 pp.
- Gemeinschaftsarbeit BBCH (2001): Entwicklungsstadien mono- und dikotyler Pflanzen. BBCH Monografie. 2. Auflage, Biologische Bundesanstalt für Land und Forstwirtschaft, Bundessortenamt und Industrieverband Agrar.
- GERICS (2022): Starkregen. Tab. 36: Übersicht von Starkregen-Schwellenwerten in Deutschland. Climate Service Center Germany. URL: https://www.climate-service-center.de/products_and_publications/publications/detail/063152/index.php.de
- Ghonchepour, D.; Sadoddin, A.; Bahreman, A.; Croke, B.; Jakeman, A. & Salmanmahiny, A. (2021): A methodological framework for the hydrological model selection process in water resource management projects. In: *Natural Resource Modeling* 34 (3). DOI: 10.1111/nrm.12326.
- Glugla, G. (1969): Berechnungsverfahren zur Ermittlung des aktuellen Wassergehalts und Gravitationswasserabflusses im Boden. *Archives of Agronomy and Soil Science*. Ausgabe 13. Heft 4. S.371-376.

- Grayson, R. & Blöschl, G. (2000): Spatial modelling of catchment dynamics (Chapter 3). In: Grayson, R. & Blöschl, G. [eds]: *Spatial Patterns in Catchment Hydrology: Observations and Modelling*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 51–81.
- Green, W.H. & Ampt, G. (1911): Studies on soil physics. *J. Agric. Sci.* 4: 1–24.
- Grünhage, L.; Haenel, H.-D. & Jäger, H.-J. (2000): The exchange of ozone between vegetation and atmosphere: micrometeorological measurement techniques and models. *Environmental Pollution* 109, 373-392.
- Guse, B.; Pilz, M.; Stoelzle, M. & Bormann, H. (2019): Charakterisierung und Analyse hydrologischer Modelle im deutschsprachigen Raum. *Wasser und Abfall* 05/2019.
- Hargreaves, G.H. & Samani, Z.A. (1985): Reference Crop Evapotranspiration from Temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1, 96-99. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.26773>
- Hartmann, K., Lilienthal, H., Abu-Hashim, M., Al-Hassoun, R., Eis, Y., Stöven, K. & Schnug, E. (2009): Vergleichende Untersuchungen der Infiltrationseigenschaften von konventionell und ökologisch bewirtschafteten Böden – Eine Fallstudie aus dem Main-Tauber Kreis, Baden-Württemberg. Studie des Julius Kühn-Institut (Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen), Braunschweig, 59 pp.
- Haude, W. (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. - *Mitteilungen des DWD*, 8.
- Hengl, T.; Mendes de Jesus, J.; Heuvelink, G.B.M.; Ruiperez G.M.; Kilibarda, M. & Blagotić, Al. (2017): SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. In: *PloS one* 12 (2), e0169748. DOI: 10.1371/journal.pone.0169748.
- Horn, R. (2001): Die Verformung von Böden – Ursachen und Folgen für eine nachhaltige Landnutzung. Teil 2: Wissenschaftliche Fachtagung ‚Schadverdichtungen in Ackerböden‘ (05.12.2001), Landwirtschaftliche Fakultät der Universität Bonn, pp. 75–85.
- Hölting, B. Coldewey, W.G. (2013): *Hydrogeologie*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Hörmann, G.; Herbst, M.; Kluge, W.; Wegehenkel, M. (2001): Modelle zum Wasserhaushalt. In: Fränzle, O. et al. [Hrsg.] (1997 ff.): *Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung*. Loseblattsammlung, Kap. V-3.2 Landsberg/Lech.
- Horton, R.E. (1933): The Rôle of infiltration in the hydrologic cycle. In: *Trans. AGU* 14 (1), S. 446. DOI: 10.1029/TR014i001p00446.
- Hu, W.; Shao, M.G.; Wang, Q.J.; Fan, J. & Horton, R., (2009): Temporal changes of soil hydraulic properties under different land uses. *Geoderma* 149, 355–366.
- Huggins, L. F. & Monke, E. J. (1966): *The Mathematical Simulation of the Hydrology of Small Watersheds*. Technical report No. 1. Purdue University.
- Izaurrealde, R.C., Williams, J.R., McGill, W.B., Rosenberg, N.J. & Jakas, M.C.Q (2006): Simulating soil C dynamics with EPIC: Model description and testing against long-term data. *Ecological Modelling* 192/3-4: 362–384.
- Jackson, C.R. (1992): Hillslope infiltration and lateral downslope unsaturated flow. In: *Water Resour. Res.* 28 (9), S. 2533–2539. DOI: 10.1029/92WR00664.

- Jakeman, A.J., Letcher, R.A., & Norton, J.P. (2006): Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. *Environmental Modelling & Software* 21(5): 602–614.
- Jirka, G.H. (2010): Einführung in die Hydromechanik, Kapitel 10: Gerinneströmung, Universitätsverlag Karlsruhe.
- Klein Goldewijk, K.; Beusen, A.; Doelman, J. & Stehfest, E. (2017): Anthropogenic land use estimates for the Holocene - HYDE 3.2. In: *Earth system science data* (9), S. 927–953.
- Knapp, H.V., Durgunoglu, A. & Ortel, T.W. (1991): A review of rainfall-runoff modeling for stormwater management. Illinois State Water Survey, Hydrology Division, SWS Contract Report 516: 1–92.
- Knisel, W.G.; Leonard, R.A. & Davis, F.M. (1989): Agricultural management alternatives: GLEAMS model simulations, Proceedings of the 1989 Summer Computer Simulation Conference : July 24-27, 1989, the Stouffer Austin Hotel, Austin, Texas, Clema, J.K. (ed.).- San Diego, CA (USA): The Society, 1989.- ISBN 09-118-0158. p. 701-706
- Kralisch, S. & P. Krause (2006): JAMS – A Framework for Natural Resource Model Development and Application. In: Voinov, A., Jakeman, A. & Rizzoli, A. [eds.]: Proceedings of the iEMSs Third Biannual Meeting “Summit on Environmental Modelling and Software”. Burlington, USA.
- Kroes, J.G., van Dam, J.C., Bartholomeus, R.P., Groenendijk, P., Heinen, M., Hendriks, R.F.A., Mulder, H.M., Supit, I. & van Walsum, P.E.V. (2017): SWAP version 4. Theory description and user manual. Report 2780, Wageningen Environmental Research, Wageningen (Netherlands).
- Landesamt für Umwelt Brandenburg (2022): Grundwasser. URL: <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/wasser/grundwasser/>
- Landesamt für Umwelt Mecklenburg-Vorpommern (1996): Boden URL: <https://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/boden.htm>
- Landwirtschaftskammer NRW (2015a): Saatzeiten und Saatstärken. URL: <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/getreide/getreide-saatstaerken-pdf.pdf> (15.08.2022)
- Landwirtschaftskammer NRW (2015b): Anbau von Kartoffeln. URL: <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/kartoffeln/anbau-pdf.pdf> (15.08.2022)
- Landwirtschaftskammer NRW (2015c): Tabelle 2, 3 - Bewertung unterschiedlicher Fruchtartenkombinationen. URL: <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/fruchtfolge/tabellen-fruchtfolge-pdf.pdf> (15.08.2022)
- Levin, K., Wiesinger, K., Brandhuber, R. & Freibauer, A. (2018): Einfluss des ökologischen Landbaus auf Erosions- und Hochwasserrisiko – Eine qualitative Literaturanalyse. In: Wiesinger, K., Heuwinkel, H. [Hrsg.]: *Angewandte Forschung und Entwicklung für den ökologischen Landbau in Bayern. Öko-Landbautag 2018 (Tagungsband)*. Schriftenreihe der LfL 5: 141–144
- Liljequist, G.H. & Cihak, C. (1984): *Allgemeine Meteorologie*. 3. Auflage, Friedrich Vieweg & Sohn.
- Lychuk, T.E., Izaurralde, R.C., Hill, R., McGill, W. & Williams, J. (2014): Biochar as a global change adaptation: predicting biochar impacts on crop productivity and soil quality for a tropical soil with the Environmental Policy Integrated Climate (EPIC) model. *Mitig. Adapt. Strategies Glob. Chang.* 20(8): 1437–1458.

- Maniak, U. (2016): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. Springer Vieweg Berlin, Heidelberg. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49087-7>
- Manning, R. (1891): On the flow of water in open channels and pipe. Irland: Transactions of the Institution of Civil Engineers.
- Marra, F. & Morrin, E. (2015): Use of radar QPE for the derivation of Intensity–Duration–Frequency curves in a range of climatic regimes. *Journal of Hydrology* 531: 427–440, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2015.08.064.
- Martin, H. & Pohl, R. (2009): Hydraulische und numerische Modelle. 2., durchges. und korrigierte Aufl. Berlin: Huss (Technische Hydromechanik, Bd. 4).
- Martínez, I.; Chervet, A.; Weisskopf, P.; Sturny, W.G.; Rek, J. & Keller, T. (2016): Two decades of no-till in the Oberacker long-term field experiment: Part II. Soil porosity and gas transport parameters. *Soil and Tillage Research* 163: 130–140.
- Michael, A. (1994, 1995, 1996): 1. bis 10. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben: Bodenerosionsmeßprogramm Sachsen. (Auswertung der Beregnungsversuche 1-116 in Sachsen. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Freiberg.
- Michael, A.; Schmidt, J. & Schmidt, W.A. (1996): EROSION 2D – Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Band II, Parameterkatalog Sachsen. In: Hrsg. Landesanstalt für Landwirtschaft und Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Michael, A. (2000): Anwendung des physikalisch begründeten Erosionsprognosemodells EROSION 2D/3D - Empirische Ansätze zur Ableitung der Modellparameter. Dissertation, Technische Universität Bergakademie Freiberg. 181 S.
- Miehlich, G. (2003): Die Bekämpfung der Bodendegradation – eine weltweite Herausforderung. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 2003(3): 6-13.
- Mishra, S.K. & Singh, V.P. (2003): Soil Conservation Service Curve Number (SCS-CN) Methodology. In: Singh, V.P. (Hrsg.): *Water Science and Technology Library*. Ausgabe 42. Dordrecht.
- Monteith, J.L. (1965): Evaporation and environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology*. 19, pp. 205-234.
- Moore, I.D.; Grayson, R.B. & Ladson, A.R. (1991): Digital terrain modelling. A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes* 5: 3-30,
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D. & Styczen, M.E. (1998a): The European soil erosion model (EUROSEM): A process-based approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 23: 527 – 544.
- Morgan R.P.C., Quinton J.N., Smith R.E., Govers G., Poesen J.W.A., Auerswald K., Chisci G., Torri D., Styczen M.E. & Folly A.J.V. (1998b): The European soil erosion model (EUROSEM): documentation and user guide. Silsoe College, Cranfield University.
- Mück, R. (2000): Räumliche und zeitliche Verteilung von Starkregen und deren Wahrscheinlichkeiten. München: Oldenbourg-Industrieverl., Institut für Wasserwesen, H. 73.
- Müller U.; Engel N.; Heidt L.; Schäfer W.; Kunkel R. & Wendland, F. et al. (2012): Klimawandel und Bodenwasserhaushalt. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie LBEG. Hannover (GeoBerichte, 20).

- Musgrave, G.W. (1947): The quantitative evaluation of factors in water erosion – a first approximation. *Journal of Soil and Water Conservation* 2 (3): 133–138.
- Nepal, S., Krause, P., Flügel, W.-A., Fink, M. & Fischer, C. (2014): Understanding the hydrological system dynamics of a glaciated alpine catchment in the Himalayan region using the J2000 hydrological model. *Hydrological Processes* 28(3): 1329–1344.
- Nepal, S.; Pradhananga, S.; Shrestha, N.K.; Kralisch, S.; Shrestha, J.P. & Fink, M. (2021): Space–time variability in soil moisture droughts in the Himalayan region. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 25 (4), S.1761–1783. DOI: 10.5194/hess-25-1761-2021.
- Noory, H.; van der Zee, S.E.A.T.M.; Liaghat, A.-M.; Parsinejad, M. & van Dam, J. C. (2011): Distributed agro-hydrological modeling with SWAP to improve water and salt management of the Voshmgir Irrigation and Drainage Network in Northern Iran. In: *Agricultural Water Management* 98 (6), S.1062–1070. DOI: 10.1016/j.agwat.2011.01.013.
- Obropta, C.C. & Kardos, J.S. (2007): Review of Urban Stormwater Quality Models: Deterministic, Stochastic, and Hybrid Approaches. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 43 (6).
- Ogermann, P.; Hebel, B.; Prasuhn, V. & Weisshaidinger, R. (2006): Erfassung von Bodenerosion in der Schweiz : vergleichende Anwendung verschiedener Methoden und Beurteilung ihrer Eignung für den Vollzug der Bodenschutzgesetzgebung. In: *Geographica Helvetica* 61 (3), S. 209–217. DOI: 10.5194/gh-61-209-2006.
- Oldeman, L.R. (1998): *Soil Degradation: A Threat to Global Food Security*. ISRIC, Wageningen, Netherlands.
- Oldeman, L.R.; Hakkeling, R.T.A. & Sombroek, W.G. (1991): *World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation: An explanatory note*. Second revised edition. ISRIC, Wageningen and UNEP, Nairobi.
- Oldeman, L.R. & van Lynden, G.W.J. (1996): *Revisiting the GLASOD methodology*. Work. Pap. 96/03, ISRIC, Wageningen, Netherlands.
- Olivier C.; Goffart J.-P.; Baets D.; Xanthoulis D.; Fonder N.; Lognay G. & Barthélemy J.-P. (2012): *Le cloisonnement des interbuttes en culture de pomme de terre : essai réalisé en collaboration avec Bayer CropScience (Huldenberg 2011)*.
- Olivier, C.; Goffart, J.-P.; Baets, D.; Xanthoulis, D.; Fonder, N.; Lognay, G.; Barthélemy, J.-P. & Lebrun, P. (2014): Use of Micro-Dams in potato furrows to reduce Erosion and Runoff and minimise surface water contamination through pesticides. *Communications in agricultural and applied biological sciences* 79 (3), S. 513–524.
- Öttl, L.K.; Wilken, F.; Auerswald, K.; Sommer, M.; Wehrhan, M. & Fiener, P. (2021): *Tillage erosion as an important driver of in-field biomass patterns in an intensively used hummocky landscape*. Universität Augsburg; Wiley. DOI: 10.1002/ldr.3968
- Pasche, E.; Krässig, S.; Lippert, K.; Nasermoaddeli, H.; Plöger, W. & Rath, S. (2006): *Wie viel Physik braucht die Strömungsberechnung in der Ingenieurpraxis?*, TU Harburg, Wasserbaukolloquium 2006: Strömungssimulation im Wasserbau, Dresdner wasserbauliche Mitteilungen Heft 32.
- Penman, H.L (1948): *Natural evaporation from open water, bar soils and grass*, S. 120–145.

- Prasuhn, V., Lemann, T. Schwilch, G., Bachmann, F., Bandi, M., Jaunun, V., Kellermann, L. & Burgos, S. (2017): Der Einfluss von Lochstern und Querdammhäufel auf Erosion und Staunässe im Kartoffelanbau. In: Bulletin BGS, S. 27–36.
- Proplanta (2022): Infothek Mais: Pflanzenbauliche Basisinformationen. URL: http://www.proplanta.de/Mais/Pflanzenbauliche-Basisinformationen-Mais_Pflanze1141713139.html (15.08.2022)
- Prosdocimi, M.; Tarolli, P. & Cerdà, A. (2016): Mulching practices for reducing soil water erosion. A review. In: Earth-Science Reviews 161, S. 191–203. DOI: 10.1016/j.earscirev.2016.08.006.
- Raissi, F. & Sponagel, H. (1987): Abschätzung der anteiligen Grundwasserabsenkungen und Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt durch Entwässerungsmaßnahmen im Rahmen der Flurbereinigung und Grundwasserentnahme durch Wasserwerke. Mitt. dt. Bodenkd. Ges. 55/II: 937–942
- Renger, M. (1986): Wasserverbrauch und Pflanzenertrag. Kali-Briefe (Büntehof) 18 (2): 85–92; Hannover.
- Renger, M.; Bug, J.; Heumann, S. & Müller, U. (2020): Ermittlung der Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf den Ertrag landwirtschaftlich genutzter Flächen. Geofakten 35: 37 S., Hannover (LBEG).
- Richards, L.A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous mediums. Physics, 1, 318-333.
- Routschek, A., Schmidt, J., Enke, W. & Deutschlaender, T. (2014): Future soil erosion risk – Results of GIS-based model simulations for a catchment in Saxony/Germany. Geomorphology 206: 299–306.
- Schindewolf, M. & Schmidt, J. (2012): Parameterization of the EROSION 2D/3D soil erosion model using a small-scale rainfall simulator and upstream runoff simulation. Catena 91: 47-55.
- Schindewolf, M. & Schmidt, W. (2010): EROSION 3D Sachsen, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 9/2010, Dresden. 115 S.
- Schmidt, W. & Stahl, H. (1996): Pfluglose Bestellverfahren im Aufwind. Neue Landwirtschaft 1996, Heft 6, S. 42 - 47.
- Schmidt, J.; Werner, M.v & Michael, A. (1996): Erosion 2D / 3D – Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig.
- Schmidt J., Werner M.v & Michael, A. (1999): Application of the EROSION 3D model to the Catsop watershed, The Netherlands. Catena 418.
- Schnug, E. & Haneklaus, S. (2002): Landwirtschaftliche Produktionstechnik und Infiltration von Böden – Beitrag des ökologischen Landbaus zum vorbeugenden Hochwasserschutz. Landbauforschung Völkenrode 52 (4): 197–203.
- Schönwiese, C.-D. (2013): Klimatologie. 4. Aufl. Stuttgart: UTB GmbH; Ulmer.
- Schulla, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flußgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. Züricher Geographische Schriften 69. 161 p.
- Schulla, J. & Jasper, C. (1998): Modellbeschreibung WaSiM-ETH. Technischer Bericht, ETH-Zürich, 180p.
- Schulte, A.; Schütt, B. & Möller, S. (2011): Hydrogeographie. In: Gebhardt, H.; Glaser, R.; Radtke, U. & Reuber, P.: Geographie. Physische Geographie und Humangeographie. 2. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.

- Schwertmann, U., Vogl, W. & Kainz, M. (1990): Bodenabtrag durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Scialabba, N. El-Hage & Müller-Lindenlauf, M. (2010): Organic agriculture and climate change. In: *Renew. Agric. Food Syst.* 25 (2), S. 158–169. DOI: 10.1017/S1742170510000116.
- Seibert, S.P. & Auersbach, K. (2020): Hochwasserminderung im ländlichen Raum - Ein Handbuch zur quantitativen Planung. Springer Spektrum. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-61033-6>
- Shaw, E.M., Beven, K.J., Chappell, N.A. & Lamb, R. (2010): *Hydrology in practice*. 4th Edition, CRC Press, 560 pp.
- Sherman, L. K. (1932): Streamflow from rainfall by the unit-graph method. In: *Eng. News Rec.* 108, S. 501–505.
- Siebert, S.; Uhlenbrock, K. & Hebold, W. (2012): Infoblatt Ursachen und Folgen der Zerstörung der Tropischen Regenwälder, zitiert nach Geographie Infothek, Klett-Verlag, URL https://www2.klett.de/sixcms/list.php?page=infothek_artikel&extra=Fundamente%20-%20Online&artikel_id=108368&inhalt=klett71prod_1.c.342732.de , (09.08.2022)
- Sitterson, J.; Knightes, C.; Parmar, R.; Wolfe, K.; Avant, B. & Muche, M. (2018): An Overview of Rainfall-Runoff Model Types. *International Congress on Environmental Modelling and Software*. 41.
- Speight, J.G. (1974): A parametric approach to landform regions. *Progress in Geomorphology*, Brown, E. H. & Waters, R. S. (eds.), Alden Press, London, pp. 213-230.
- Stachowiak, H. (1973): *Allgemeine Modelltheorie*. Springer-Verlag, Wien, New York.
- Steinbrich, A.; Leistert, H. & Weiler, M. (2016): Model-based quantification of runoff generation processes at high spatial and temporal resolution. In: *Environ Earth Sci* 75 (21). DOI: 10.1007/s12665-016-6234-9.
- Strickler, A. (1923): Beiträge zur Frage der Geschwindigkeitsformel und der Rauigkeitszahlen für Ströme, Kanäle und geschlossene Leitungen. Hg. v. *Mitteilungen des Amtes für Wasserwirtschaft*. Nr. 16, Bern.
- Thorntwaite, C.W. (1948): An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review*, 38, 55-94. <http://dx.doi.org/10.2307/210739>
- Turc, L. (1961): Évaluation des besoins en eau irrigation, l'évapotranspiration potentielle. In: *Ann. Agron.* 12, S. 13–49.
- UFZ Helmholtzzentrum für Umweltforschung (2022): Dürremonitor Deutschland. URL: <https://www.ufz.de/index.php?de=37937> (15.08.2022)
- UNEP (1997): *World Atlas of Desertification*. 2. Auflage, London, UK.
- U.S. Department of Agriculture (1985): *Soil Conservation Service: National Engineering Handbook*. Section 4 – Hydrology. Washington, D.C.
- U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service (2005): *National Soil Survey Handbook*, title 430–VI. Washington, DC.
- Warscher, M.; Strasser, U.; Kraller, G.; Marke, T.; Franz, H. & Kunstmann, H. (2013): Performance of complex snow cover descriptions in a distributed hydrological model system: A case study for the high Alpine terrain of the Berchtesgaden Alps, *Water Resour. Res.* 49: 2619-2637.

- Wehberg, J., Kilian, M., Conrad, O. & Böhner, J. (2020): Die digitale Jagd auf den Borkenkäfer. – AFZ- Der Wald 18/2020: 29-31.
- Wendland, S.; Bock, M.; Böhner, J.; Feise, D. & Lembrich, D. (2016): Towards the development of a GIS-based diagnosis tool for the spatially explicit assessment of runoff and erosion risks on agricultural fields. In: Geo-Öko 37 (3-4), S. 139–164.
- Werner, M. v (1995): GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung der Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. Dissertation, Berlin.
- Werner, M. v, Schmidt, J. & Schindewolf, M. (2014): Entwicklung von Konzepten zur Wassererosionsminderung auf Kartoffelflächen mit Hilfe des Modells EROSION 3D, Schriftenreihe des LfULG, Heft 4/2014.
- Wickenkamp, V. (1995): Flächendifferenzierte Erosions-Akkumulationsmodellierung im Gebiet Mehle (Niedersachsen) unter Einsatz des Geoökologischen Informationssystems GOEKIS. Diplomarbeit an der Universität Hannover.
- Williams, J.R.; Dyke, P.T.; Fuchs, W.W.; Benson, V.W.; Rice, O.W. & Taylor, E.D. (1990): EPIC-Erosion - Productivity Impact Calculator: 2 User Manual. U.S. Department of Agriculture, Technical Bulletin No. 1768.
- Winterrath, T., Brendel, C., Hafer, M., Junghänel, T., Klameth, A., Walawender, E., Weigl, E. & Becker, A. (2017): Erstellung einer radargestützten Niederschlagsklimatologie. Final report, Berichte des Deutschen Wetterdienstes Nr. 251.
- Winterrath, T., Brendel, C., Hafer, M., Junghänel, T., Klameth, A., Lengfeld, K., Walawender, E., Weigl, E. & Becker, A. (2018): RADKLIM Version 2017.002: Reprocessed gauge-adjusted radar data, one-hour precipitation sums (RW). DOI: 10.5676/DWD/RADKLIM_RW_V2017.002.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1958): Rainfall energy and its relationship to soil loss. Trans. Am. Geophys. Union 39 (2): 285 – 291.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1961): A universal equation for predicting rainfall-erosion losses – An aid to conservation farming in humid regions. ARS Special Report 22–66. Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Washington DC, 11 pp.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1965): Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. Guide for selection of practices for soil and water conservation. Agriculture Handbook No. 282, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Washington DC, 47 pp.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses. Washington: U.S. Gov. Print. Off (Agriculture Handbook, 537).
- Wisotzky, F. (2011): Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung. Grundlagen, Anwendungen und Problemlösungen. Berlin, Heidelberg: Springer (Earth sciences).
- Xu, C.-Y.; Xiong, L. & Singh, V.P. (2017): Black-Box Hydrological Models. In: Q. Duan, F. Pappenberger, J. Thielen, A. Wood, H.L. Cloke und J.C. Schaake (Hg.): Handbook of Hydrometeorological Ensemble Forecasting. Springer, Berlin, Heidelberg, DOI: 10.1007/978-3-642-40457-3_21-1.
- Zevenbergen, L.W. & Thorne, C.R. (1987): Quantitative Analysis of Land Surface Topography, Earth Surface Processes and Landforms 12: 47-56.

Zobeck, T.M. & Onstad, C.A. (1987): Tillage and rainfall effects on random roughness: a review. In: Soil and Tillage Research (9), S. 1–20.

Anhang

Der Anhang besteht aus drei Teilen.

A. Veröffentlichung:

Towards the development of a GIS-based diagnosis tool for the spatially-explicit assessment of runoff and erosion risks on agricultural fields. (Wendland et al. 2016).

B. Rauigkeitsbeiwerttabellen:

- B-01: Statische Rauigkeitsparameter für verschiedene Vegetationsstadien bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung für ausgewählte Ackerfrüchte
- B-02: Statische Rauigkeitsparameter für verschiedene Landschaftselemente
- B-03: Landwirtschaftlich relevante Rauigkeitsparameter nach Engman (1986)
- B-04: Monatliche Rauigkeitsparameter Kst nach Strickler für verschiedene Vegetationsstadien ausgewählter Ackerfrüchte, sowie Parameter für Brache und Erntezustände. Eigene Parametrisierung nach Literaturlauswertung.

C. Grid Statistiken:

- C-01: Runoff-Disposition von Mais im Testgebiet Gehle bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-02: Runoff-Disposition von Winterweizen im Testgebiet Gehle bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-03: Runoff-Disposition von Hafer im Testgebiet Gehle bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-04: Runoff-Disposition von Raps im Testgebiet Gehle bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-05: Runoff-Disposition von Zuckerrübe im Testgebiet Gehle bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-06: Runoff-Disposition von Kartoffel im Testgebiet Gehle bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-07: Runoff-Disposition von Mais im Testgebiet Gehle bei Direktsaat für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-08: Runoff-Disposition von Winterweizen im Testgebiet Gehle bei Direktsaat für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-09: Runoff-Disposition von Winterraps im Testgebiet Gehle bei Direktsaat für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-10: Runoff-Disposition von Mais im Testgebiet Nauen bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-11: Runoff-Disposition von Winterweizen im Testgebiet Nauen bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-12: Runoff-Disposition von Hafer im Testgebiet Nauen bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-13: Runoff-Disposition von Raps im Testgebiet Nauen bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-14: Runoff-Disposition von Zuckerrübe im Testgebiet Nauen bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-15: Runoff-Disposition von Kartoffel im Testgebiet Nauen bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-16: Runoff-Disposition von Kartoffel im Testgebiet Nauen bei Anlage von Kartoffelquerdämmen mit Dyker für unterschiedliche Szenario-Kombinationen
- C-17: Runoff-Disposition von Kartoffel im Testgebiet Nauen bei Anlage von Kartoffelquerdämmen mit Barbutte für unterschiedliche Szenario-Kombinationen

Anhang A

GEOÖKO

VOLUME/BAND XXXVII, 139 – 164

GÖTTINGEN 2016

TOWARDS THE DEVELOPMENT OF A GIS-BASED DIAGNOSIS TOOL FOR THE SPATIALLY-EXPLICIT ASSESSMENT OF RUNOFF AND EROSION RISKS ON AGRICULTURAL FIELDS

ENTWICKLUNG EINES GIS-BASIERTEN DIAGNOSE-WERKZEUGS ZUR RÄUMLICH-EXPLIZITEN BEWERTUNG VON RUNOFF- UND EROSIONSRIKIKEN AUF ACKERSCHLÄGEN

SANDRA WENDLAND, MICHAEL BOCK, JÜRGEN BÖHNER,
DIRK FEISE & DAVID LEMBRICH

SUMMARY

Inappropriate agricultural production bears severe risks for both, the productivity of soils due to different types of soil degradation (on-site damage), and the damage of neighboring ecosystems such as aquatic habitats by diffuse inputs of production residues (off-site damage). Apart from water erosion as the dominating type of soil degradation in most parts of Europe, surface runoff is increasingly recognized as an important pathway of diffuse water pollution. Even though erosion processes are not to be diagnosed, runoff leads to severe contaminations of surface waters by dissolved pollutants. Against this background we present a GIS-based modeling framework, which enables a spatially explicit estimation of both, water erosion and runoff risks at sub-field scales. The integration of statistical (bottom up) and dynamical (top down) approaches within a raster-based modular organized modeling scheme supports a dynamical simulation of water balance components, surface runoff, discharge pathways and erosion rates at spatial high resolution, taking into account major controlling state factors and forcing meteorological variables. Embedded in a comprehensive Web-GIS environment, the model frame-work is intended to offer best practice recommendations for advisors and farmers to reduce soil erosion and runoff risks as well as diffuse inputs of plant protection products in surface waters to a considerable extent.

Keywords: Hydrological Modeling, Runoff, Water Erosion, Degradation Risk, Plant Protection Products, Diffuse Entries, Agricultural Counselling, Best Management Practices

ZUSAMMENFASSUNG

Die nicht-nachhaltige Bewirtschaftung von Ackerschlägen ist mit on-site Risiken für die landwirtschaftliche Produktion und langfristige Produktivität der Agrarflächen durch un-

terschiedliche Formen der Bodendegradation verbunden, und kann darüber hinaus auch zu kritischen off-site Implikationen und ökologischen Beeinträchtigungen benachbarter Gewässer-Ökosysteme durch diffuse Stoffeinträge führen.

Neben dem partikulären Transport von Bodenmaterial, Nähr- und Schadstoffen wie Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteln, insbesondere durch Wassererosion als der in weiten Teilen Europas dominanten Form der Bodendegradation, führt auch der zeitlich vorgelagerte oder allein stattfindende Oberflächenabfluss (Runoff) und der ans Agens Wasser gebundene laterale Transport gelöster Stoffe zu Verlusten von produktionsrelevanten Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln, sowie zu entsprechenden Stoffeinträgen in Still- und Fließgewässern.

Vor diesem Hintergrund wird hier ein GIS gestütztes Methoden- und Modellframework vorgestellt, das auf Grundlage verfügbarer Geobasisdaten, schlagspezifischer Informationen und meteorologischer Eingangsdaten eine räumlich-explizite, teilflächenspezifische Erfassung und Bewertung von Runoff- und Erosionsrisiken ermöglicht. Das modular organisierte und rasterbasierte Konzept verbindet statistische und numerische Modellansätze, die eine räumlich hochauflösende Abbildung von Wasserhaushaltskomponenten, Runoff, Abflusspfaden und Erosion unter Berücksichtigung steuernder Standortfaktoren leisten. Übersetzt in Web-GIS-Applikationen soll das Diagnose-Werkzeug die Auswahl geeigneter Managementstrategien im Rahmen der landwirtschaftlichen Beratung unterstützen, und somit zur Minderung von Produktionsrisiken sowie zum Erhalt von Bodenfruchtbarkeit und Ökosystemfunktionen wie einer guten Gewässerqualität beitragen.

Schlüsselworte: Hydrologische Modellierung, Oberflächenabfluss, Wassererosion, Landschaftsdegradation, Pflanzenschutzmittelminimierung, Landwirtschaftliche Beratung

1 INTRODUCTION

Landscape degradation is a rather general term for a range of very diverse but often interrelated natural and anthropogenic processes, reducing land utility and causing a progressive loss of ecosystem functions and services. Particularly soil, a largely non-renewable key resource for food production and food secure of a still growing world population remains increasingly under pressure by numerous non-sustainable human activities such as deforestation, urbanization and agricultural mismanagement. Soil degradation leads to an increased vulnerability and loss of productive lands by various agents, of which wind and water are the most important. The loss of fertile topsoil by erosion leads to a gradual decrease of soil fertility, ultimately reducing or even irreversibly destroying indispensable soil functions and resources.

Although soil erosion is a global phenomenon, current diverging pathways of agro-environmental policies in developed and developing countries result in distinctly different risk exposures. Whilst globalization and transformation processes in developing countries force an ongoing expansion of agro-industrial technologies and increase the pressure on land and soil resources, instead in many developed countries, particularly in Western Europe and North America, societies growing environmental awareness fostered an advanced environmental protection and preservation legislation. One important precondition for the successful implementation of incentive mechanisms such as the EU cross compliance measures, linking payments to compliance by farmers with the obligation of maintaining land in good agricultural and environmental condition, is the increasing availability of high quality geodata and basic geospatial methods, supporting a spatial explicit estimation, monitoring, and assessment of soil erosion risks in dependence of major state factors and agricultural management practices. Particularly GIS based empirical methods like the USLE (Wischmeier & Smith 1961; 1965), ABAG (Schwertmann et al. 1990), MUSLE (Hensel & Bork 1988) and dUSLE (Flacke et al. 1990) are well established standards in practical water erosion risk assessment but even more complex numerical models are increasingly considered in agro-environmental counselling. A particular advanced representative is Erosion 3D, a widely validated, process-based water erosion model (von Werner 1995; Schmidt et al. 1999; Arévalo & Schmidt 2011; Schindewolf & Schmidt 2012), quite frequently used by geoscientific authorities and agencies in soil and water conservation planning and assessment.

Although water erosion is commonly assessed to be the most severe degradation process in terms of its global distribution and impact on soil functions and resources (Miehlich 2003), environmental implications of water driven matter fluxes are not limited to onsite deterioration but moreover impact neighboring ecosystems by immission of sediments, nutrients and chemical pollutants. Particularly runoff from agricultural fields, which already occurs even if no obviously visible erosion process is apparent, entails severe offsite risks through contamination of neighboring ecosystems and especially limnic habitats in agrarian landscapes are affected by water pollutants such as plant protection products (Röpke et al. 2002a; Röpke et al. 2002b; Wisotzky 2011). Nevertheless surface runoff is not that often addressed in GIS-based approaches as water erosion, semi-distributed and fully-distributed hydrologic models are commonly interlinked with GIS environments (Korres & Schneider 2017). Semi-distributed hydrological models such as PREVAH (Viviroli et al. 2009), J2000 (Krause 2002), PRMS (Flügel 1995) and the ArcGIS extension SWAT (Arnold et al. 1995, 1998; Arnold & Fohrer 2005; Gassman et al. 2007) capture runoff as a spatially aggregated component of the water balance of hydrologic response units (HRUs). Using GIS based vector overlay operations applied to predefined terrain units, soil types, vegetation and land use, the sub-discretization of the model domain (e.g. a watershed) in a finite number of spatially discrete HRUs rarely sufficiently reflects the often fine-scaled spatial differentiation of runoff processes at sub-field level. Fully distributed grid-based hydrological models instead princi-

pally enable a spatial very high resolution representation of runoff. A prominent example is WaSiM (Schulla 1997; Schulla & Jasper 1999), a comprehensive powerful tool for process-based hydrologic modeling, but with distinct computational requirements and high data needs, limiting its operational application in terms of domain size, simulation length and data availability. Less demanding in these respects is Erosion 3D, which likewise simulates runoff quantities at spatiotemporal high resolution driving the detachment of soil particles and its transportation by overland flow (von Werner 1995; Schmidt et al. 1999; Schindewolf & Schmidt 2012). However, the required soil parameters and temporal very high resolution (sub-hourly) precipitation records are still distinct data needs that are not generally available.

Against this background, our research attempts to develop a GIS based approach, which enables an estimation of runoff and erosion risks for broader domains at subfield scale, running on free available or easily to be generated geodata. Based on the assumption, that an integrated assessment of degradation risks in agrarian landscapes requires a systemic perspective accounting for driving processes and involved actors, we propose a rather hermeneutic dual strategy explicitly addressing both,

- 1) the model based spatially explicit estimation of onsite and offsite degradation risks, induced by water erosion and runoff processes, and
- 2) the comprehensible web-based communication of degradation risks required to increase the actors awareness and acceptance for degradation prevention and mitigation measures.

In view of the aimed practical significance of the GIS tool, the main focus of model development lies more on the small-scale spatial recognition, analysis and assessment of risk exposures rather than the temporal high resolution simulation of absolute runoff and soil erosion quantities. With this priority in mind, the objective of this paper is to provide an overview of the current stage of model development and implementation, its components and data requirements, and to discuss results, limitations and further development perspectives of the integrated assessment approach.

2 MATERIAL AND METHODS

Model development and implementation was performed on the example of three smaller catchments in North Rhine-Westphalia, spacing areas of 9 km² (Hamelbach), 10 km² (Rhienbach) and 70 km² (Gehle). Situated in the transition zone between the northern German lowlands and the central low mountain areas of Germany, the moderate climate is characterized by an aerial averaged annual mean temperature of about 8 °C (Jan: 1,2 °C,

July: 17,2 °C) and an annual mean precipitation of approximately 750 mm with humid conditions throughout the year. At altitudes between 31 m and 254 m a.sl., the flat to gently undulated terrains with only minor steep sloping areas is mainly covered by well developed sandy to silty cambisols and silty luvisols, the latter with a strong tendency to stagnosols. The parent material of soil formation is derived from late weichselian loess and loess loam deposits, with higher clay contents in the alluvial plain where fluvisols and gleys are widespread. Main crops are wheat and winter serials followed by winter rape and silage maize. With a share of about 60 % of agricultural land in all three catchments and plots sizes between 2 and 300 ha, the study sites quite typically represent the variable land use structure of agrarian landscapes in Germany.

2.1 INPUT DATA AND RUNOFF MONITORING

In view of the previously sketched overarching aim of developing a widely applicable model framework for water erosion and runoff risk assessment, the design and development of the conceptual modeling structure required to compromise between physical complexity, consistency, and precision of the approach on the one hand, and minimum input data requirements on the other. Given that input data availability determines the applicability and thus the acceptance of the modeling approach in practice, our work particularly focused on the development and application of a spatially distributed process-based approach, that uses readily available or easily to be collected input data. In the following section, we introduce the input data needs and spatialization methods. Unless otherwise stated, necessary processing, spatialization and modeling steps are performed using modular organized GIS routines, readily implemented in SAGA (www.saga-gis.org).

Digital Terrain Models (DTM): The shape of the terrain directly determines runoff pathways and gravitative driven runoff and water erosion processes and moreover controls or at least effects the spatial differentiation of soil properties and topoclimatic settings. Accordingly, DTM-derived local and complex terrain attributes had been used as statistical predictors for the high resolution spatialization of climate variables, as well as for the estimation of water erosion and runoff processes (see 2.2).

To determine Slope (s) and Aspect (a) as the basic local geomorphometric attributes for further terrain analyses, we generally applied the second order, central finite-difference scheme of Zevenbergen & Thorne (1987), centred on the interior node of a moving three by three grid cell window. The primary complex terrain attribute catchment area (ca), which determines the discharge contributing upslope area of each grid cell and thus the spatial distribution of runoff pathways as basic inputs for the parameterization of overland flow (i.e. runoff amounts and velocities) and erosion processes (cf. 2.2) was estimated, using the Multiple

Flow Direction Method (MFD) according to Freeman (1991). The DTM data base comprised of a high quality 1 m² resolution DTM with a vertical accuracy of +/- 3 cm for the Hamelbach and Rhienbach catchments, and a 10 m² resolution DTM for the Gehle test site.

Regional Climate Modeling and Climate Data: Runoff and water erosion is particularly depending on precipitation amounts and intensities, however, the actual evapotranspiration, controlling the soil water content and saturation of the soil layer. To enable a wide automated application of the modeling concept, a Model Output Statistics (MOS) downscaling approach was implemented in SAGA, which, in a first step, directly estimates gridded climate layers (daily values of temperature, relative humidity, precipitation) from ERA-Interim reanalyses (Berrisford et al. 2009; Dee et al. 2011), using the bias correction and altitude adjustment procedure proposed by Gerlitz et al. (2014). In order to achieve a sufficient approximation of topoclimatic settings, not sufficiently captured by the spatially refined ERA estimates, in a second step, model residues (i.e. deviations of met-station observations from ERA estimates) are subsequently regionalized via Geographically Weighted Regression Kriging (GWR) considering a set of DEM parameters, explicitly constructed to represent orographically induced topoclimatic effects (cf. Böhner & Antonic 2009).

Based on the climate regionalization results, the actual evapotranspiration (AE) for the soil moisture module (cf. 2.2) was estimated, using the Turc (1961) equation [01] for the potential evapotranspiration (PE), subsequently corrected with respect to the actual soil water storage of the unsaturated soil zone (SW), using the logistic function [02]. Given that met-station observations of sunshine hours (S) and particularly global radiation (G) are relatively scarce as compared to precipitation, temperature and humidity, daily global Radiation (G) values from the ERA Interim archive had been altitude adjusted by an atmosphere-mass parameterisation according to Böhner (2006) and corrected with respect to the reduction of the astronomically possible extraterrestrial radiation due to horizon screening effects of the terrain (cf. Böhner & Antonic, 2009).

$$[01] \quad PE = 0.0031 \cdot h \cdot (G + 209) \cdot \left(\frac{T}{T + 15} \right) \quad \text{with } h = \begin{cases} 1 + ((50 - RH)/70) & \text{for } RH \leq 50\% \\ 1 & \text{for } RH > 50\% \end{cases}$$

$$[02] \quad AE = \frac{PE + 0.1}{1 + \left(\frac{PE}{0.1} \right) \cdot \text{EXP}(-k(PE + 0.1)SW)} \quad \text{with } k = 2 \cdot PE^{-1.5}$$

PE = potential evapotranspiration [mm d⁻¹], AE = actual evapotranspiration [mm d⁻¹], T = daily mean temperature [°C], RH = daily mean relative humidity [%], G = global radiation [MJ m⁻²d⁻¹], SW = soil-water storage [mm].

Given that both, runoff and water erosion are strongly depending on rain intensities, not represented by daily data, hourly rainfall rates (P_j) were estimated using the exponential function [03] obtained from hourly rain records, taken from the web portal of the German Weather Service (DWD). The 6-hourly precipitation totals (P_q) were estimated, multiplying daily precipitation totals of each grid cell with the share of 6-hourly ERA reanalysis precipitation on the respective ERA daily totals.

$$[03] \quad P_j = \frac{\text{EXP}\left(\frac{6 \cdot t_j}{4 + p_{q-1} + p_{q+1}}\right) \cdot P_q}{\sum_{j=1}^6 \text{EXP}\left(\frac{6 \cdot t_j}{4 + p_{q-1} + p_{q+1}}\right)} \quad \text{with} \quad p_{q-1}, p_{q+1} = \begin{cases} 1 & \text{for } P_{q-1}, P_{q+1} > 0 \\ 0 & \text{for } P_{q-1}, P_{q+1} = 0 \end{cases}$$

P_j = estimated hourly rainfall [1/10 mm] rounded to nearest integer, P = daily precipitation [1/10 mm], P_q = 6-hourly precipitation [1/10 mm], P_{q-1} = 6-hourly precipitation [1/10 mm] before the target quarter q , P_{q+1} = 6-hourly precipitation [1/10 mm] after the target quarter q , t_j = time step (1, 2, 3 6).

Function [03], though simple, was found to capture the variability and statistical distribution of hourly precipitation at sufficient accuracy. As shown in Figure 1, the percentiles of daily maxima analysed over the entire observation periods are quite well reproduced though the absolute maxima tend to be underestimated. However, given that daily precipitation records are widely available either from met station networks or as gridded data products

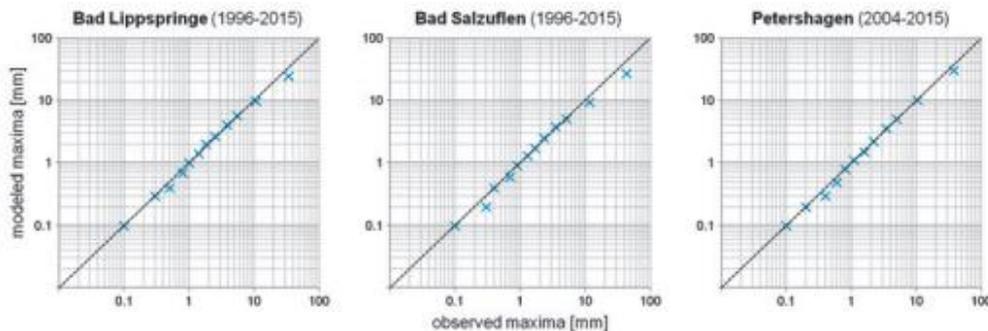


Fig. 1: Quantile-Quantile-Plot of observed versus estimated precipitation maxima – Quantiles (0.1, 0.2, 0.9, 0.95, 0.99) and absolute maximum of daily maxima of hourly rainfall at Bad Lippspringe, Bad Salzufflen and Petershagen.

Abb. 1: Quantil-Quantil-Diagramm der beobachteten versus modellierten Niederschlagsmaxima – Quantile (0.1, 0.2, 0.9, 0.95, 0.99) und absolutes Maximum der täglichen Niederschlagsmaxima in Bad Lippspringe, Bad Salzufflen und Petershagen.

(cf. Böhner & Bechtel 2017), we assume this approach to extend the opportunities of long-term modeling applications particularly in case of sparse or unavailable temporal high resolution precipitation data.

Soil Data: Soil data is a crucial but important information for the estimation of water erosion and runoff risks, given that the composition and vertical structure of the soil body and its related pedophysical properties control the soil water balance and the vertical water fluxes, and moreover the soil's resistance to water erosion, commonly expressed as soil erodibility. In contrast to the requirements on the spatial resolution and number of variables, needed for a proper pedophysical characterization of soils, areal soil information are commonly available only as digital derivatives of analogues soil maps, conceptualized along traditional map scale conventions and thus limited in terms of spatial distribution, resolution and information content. If we however argue from the perspective of data availability, soil types, texture classes and soil depths are generally available information, which at least enable a rule based estimation of further variables and pedotransfer functions. Accordingly, we decided to base our study on regular sources, using vector data of the official soil maps 1:5.000 and 1:50.000 as main data basis, provided by the Geological Survey of North Rhine-Westphalia (Krefeld). The attribute table of the polygons included values for soil depth, soil texture classes and rule-based delineations of field capacity (FC), water content at the permanent wilting point (PW) and capillary rise (CR). The USLE K-Factor (KF) was calculated according to Henning (1994). For the further integration in the modeling scheme (cf. 2.2) all variables were rasterized in the target grid cell size (1m/10m).

The infiltration capacity (IC), taken as a substitute for the residence time of water on the surface was estimated as a linear function of slope, median diameter of the soil texture (md) and the proportion of sand (sp) and clay (cp). The data base for the fit was taken from the US Department of Agriculture (1985).

$$[04] \quad IC = \text{EXP} \left(3.5 - 0.05s - 1.93 \left(\frac{cp+1}{sp+1} \right)^{md} \right)$$

IC = infiltration capacity [mm h⁻¹], s = slope angle [°], cp = proportion of clay [%], sp = proportion of sand [%], md = mean diameter of soil texture (mm).

Land use and crop types: Land use and vegetation are of significant relevance for soil moisture and the formation of runoff. Crop types affect runoff and water erosion risks twice, first due to their vegetative surface cover, which determines runoff velocity in dependence of the surface roughness and protects the top soil layer against water erosion, and secondly due to their transpiration from leaves, influencing the soil water content. Both aspects are plant

specific and related to the phenological state of the crop type. To integrate surface roughness and its retarding effect regarding runoff velocity, standard phenologies had been defined for major crop types, estimating the surface cover and delineated Strickler roughness using equation [05] as a continuous function of sowing date, date of mature state and harvest, with

$$[05] \quad c = 100 \left[1 + (d_s - d_h) / (d_s + d_h) \right] \left[(d_s - d_m) / (d_s - d_m + \beta \cdot 5) \right]^{0.5}$$

where c is the crop cover, d_s is the number of days after sowing date, d_h indicates the harvest day given as the number of days after sowing.

Strickler coefficients (k_{st}) were assigned for each crop type with respect to its phenological state, whereby, because of the linear dependency between Strickler coefficient and flow velocity, k_{st} gets bigger the more even and smooth the surface is. Strickler coefficients are mainly based on sole beds material of open channels (i.e. size and shape of the grains of the material forming the wetted perimeter, where fine grains result in relatively high values and coarse grains in a lower value), but imply various factors and channel irregularities like potholes, silting and scouring, alignment and obstructions as well (Chow 1959). Therefore k_{st} is highly variable and mostly given in a range for each present condition, leading to the opportunity and challenge to select proper values for various conditions. The coefficient of roughness is also widely-known as *Manning's n*, with the reciprocal relation $1/n$ between Strickler and Manning.

In our study for seed bed the Strickler roughness was set to 20 whilst forested areas are initialized with a roughness value of 6, according to the proposed values for Strickler coefficients (k_{st}) of Chow (1959), leading to a drastic reduction of runoff velocities in wooded areas, just to give an example. Roads and ways, likewise captured in the ATKIS geodatabase, are not attributed, given that these lineaments are typically slightly elevated, and accordingly represent process boundaries, which mostly interrupt or reduce the runoff and sediment transport process (cf. 2.2).

Runoff Monitoring: The setting of a monitoring campaign at all three catchments serves to generate a scientifically reliable data basis for the evaluation of the runoff model. All three catchments are equipped with two gauges each, upstream and downstream, measuring discharge in a 2h interval (HOBO Water Level and Air Pressure Logger), one optical Trios

ProPS Nitrate probe at Gehle 2 (downstream), measuring in a 15 min interval, and four ISCO-Samplers (Hamelbach and Rhienbach with one sampler each and Gehle equipped with two, upstream and downstream). The samplers take four mixed water samples per day which are being used by the agricultural chamber of North Rhine-Westphalia for analysis of plant protection products (ppp), their metabolites and orthophosphate. In addition the-

re is an official gauge for water level and discharge of the Gehle located in Bierde, which lies in between our two gauges Gehle 1 and Gehle 2, run by the State Agency for Nature, Environment and Consumer Protection North Rhine-Westphalia (LANUV). The temporal high resolution monitoring of discharge, ppp, orthophosphate and nitrate-nitrogen aims to support an evaluation of runoff simulations in relation with rain events. The campaign started in November 2013 and the whole Instrumentation is still in work.

2.2 RUNOFF AND WATER EROSION MODELING

Following the predominant paradigms in numerical modeling, environmental process models can roughly be divided into empirical (bottom up) and physically based (top down) approaches, distinctly differing in terms of input data requirements, complexity and sophistication (Böhner 2011). As aforementioned, empirical modeling strategies are long-time well established techniques in water erosion risk assessment, but due to the limited physical consistency and transferability of pure empirical equations, however, more sophisticated, process-based models are increasingly preferred, although their major advantage of a wider applicability is frequently countered by extended data requirements and demanding computational capabilities. After a critical assessment of specific pros and cons, we decided to merge bottom up and top down modeling techniques, comprising of a rather simple soil-water balance model, mainly emphasizing on major vertical water fluxes, and more process-based approaches for runoff and water erosion modeling, enabling a spatially explicit estimation of lateral processes and related risks. The hierarchical work flow is illustrated in Figure 2.

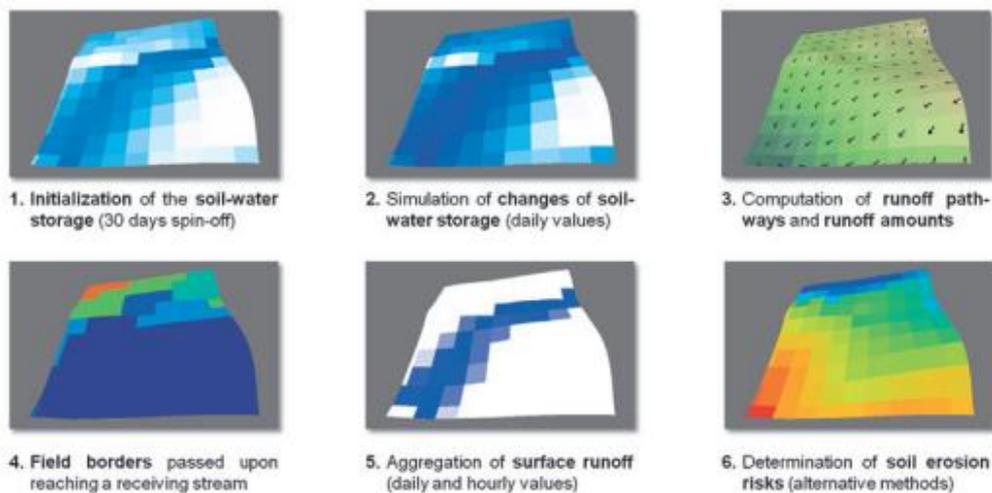


Fig. 2: Schematic drawing of the modeling work flow.

Abb. 2: Schematische Darstellung der Modellierungsschritte.

Soil-Water Balance: In general, runoff and water erosion either occur, if the soil's water storage capacity is exceeded (saturation runoff) or the actual infiltration rate remains beyond the incoming precipitation rate (hortonian runoff). Accordingly, simulations of lateral runoff and erosion processes require a sufficient estimation of the soil water balance and its controlling vertical and lateral fluxes, expressed in the soil-water balance equation [06]

$$[06] \quad \Delta SW = IR + CR - GR \pm SF \quad \text{with} \quad IR = P - AE - Q$$

where ΔSW is the change in the soil-water storage per unit time, CR is the capillary rise, GR is the groundwater recharge, SF is the (incoming and outgoing) subsurface flow (interflow), and IR is the infiltration rate, expressed as function of precipitation (P), actual evapotranspiration (AE) and surface runoff (Q). A proper dynamical simulation of all variables, however, presupposes a detailed soil data base, comprising of vertical structured (i.e. horizon-wise) data on the particle size distribution, porosity and permeability, bulk density, and hydraulic conductivity, just to name a few relevant variables all ultimately determining the water fluxes in a soil body.

In view of the often scarce availability of detailed data on the vertical soil structure, mostly limited to major soil texture classes and soil depth, enabling an at least rough estimation of field capacity (FC), permanent wilting point (WP) and capillary rise (CR), the soil-water balance model uses a simple accounting scheme to predict the soil water storage (SW) in the unsaturated soil zone on a daily basis. Assuming incoming and outgoing Interflow to be balanced, the simplified conservation of mass equation [07] intends to capture the major quantities controlling the soil-water balance. In the computing procedure, groundwater recharge (GR) is calculated as long as the soil-water storage is higher than field capacity (FC) and the infiltration of precipitation (P) is limited by the soil water storage. Given that the SW_i

$$[07] \quad SW_i = SW_{i-1} + IR_i + CR_i - GR_i - AE_i \quad \text{with} \quad GR_i = \begin{cases} 24 IC & \text{for } SW_{i-1} \geq FC \\ 0 & \text{for } SW_{i-1} < FC \end{cases}$$

$$\text{and} \quad IR_i = \begin{cases} P_i & \text{for } SW_{i-1} < FC \text{ and } P_i < 24 IC \\ 24 IC & \text{for } SW_{i-1} < FC \text{ and } P_i \geq 24 IC \\ 0 & \text{for } SW_{i-1} \geq FC \end{cases}$$

$$[08] \quad Q_j = QH_j + QS_j \quad \text{with} \quad QH_j = \begin{cases} P_j - IC & \text{for } P_j \geq IC \\ 0 & \text{for } P_j < IC \end{cases}$$

$$\text{and} \quad QS_j = \begin{cases} P_j - QH_j - \frac{AE_i}{24} & \text{for } SW_{i-1} \geq FC \\ 0 & \text{for } SW_{i-1} < FC \end{cases}$$

= soil-water storage at day i [mm], SW_{i-1} = soil-water storage at the previous day [mm], IR_i = infiltration rate [mm d^{-1}], CR_i = capillary rise [mm d^{-1}], GR_i = groundwater recharge [mm d^{-1}], AE_i = actual evapotranspiration [mm d^{-1}], FC = field capacity [mm], P_i = daily precipitation [mm d^{-1}], P_j = hourly precipitation [mm h^{-1}], IC = infiltration capacity [mm h^{-1}], Q_i = total surface runoff [mm h^{-1}], QH_i = Hortonian runoff [mm h^{-1}], QS_i = saturation Runoff [mm h^{-1}]

infiltration of rain in the top soil layer per unit time is moreover limited by the soil specific infiltration capacity (IC), equation [08] differentiates between saturation runoff (QS) when the soil-water storage exceeds field capacity and phases, where the precipitation rate exceeds mi leading to Hortonian runoff (QH).

Initialized with soil-water storage at field capacity and performed with a spin-off time of 30 days, the simplified approach yields daily estimates of the soil water content and hourly estimates of precipitation surplus, subsequently considered as forcings for the runoff and water erosion model.

Runoff: Starting from hourly runoff values (Q_j) for each grid cell of the model domain, in a first step the runoff module distributes the surface runoff according to the MFD, balanced along the discharge pathways [09]. With respect to the DEM resolution, MFD was iterated in 10 min time steps adjusted to the time overland flow needs to cross a grid cell. As the result of the routing and balancing routine, the catchment runoff (QC_j) for each grid cell is computed as the accumulated net water influx (QN_j) of the discharge contributing upslope area plus in-situ generated runoff (Q_j) at the target grid cell.

$$[09] \quad QC_j = \sum_{i=1}^n QN_i + Q_j$$

QC_j = accumulated runoff of the grid cell catchment [$\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$], QN_j = net runoff at grid cells from the discharge contributing upslope area [$\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$], Q_j = in situ generated runoff [$\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$]

For the estimation of the kinetic energy of runoff, subsequently considered as dynamical forcings in the water erosion module, the velocity of runoff is calculated on an hourly basis using the Gauckler-Manning-Strickler formula, widely used in numerical water erosion modeling (e.g. von Werner 1995). In function [10] the runoff velocity of surface flow is parameterized with respect to the Strickler coefficient k_{st} , adjusted for crop types and phenological states and initialized with a static flow depth.

$$[10] \quad V_j = k_{st} R_j^{\frac{2}{3}} \sqrt{s}$$

V_j = runoff velocity [m s^{-1}], k_{st} = Strickler coefficient [$\text{m}^{1/3} \text{s}^{-1}$], R_j = flow depth [m], s = slope gradient [m m^{-1}]

Water Erosion: The SAGA Version 2.1.4. (Conrad et al. 2015) already offered different principally USLE based approaches for water erosion risk assessment, which in this research context were supplemented by three alternative measures: the Thornes water erosion equation (Thornes 1980; 1990), the sediment delivery ratio according to Ali & De Boer (2010) and the sediment transport capacity according to Govers (1990).

The Thornes erosion equation [11] enables a spatially distributed prediction of potential erosion rates (E) under consideration of major controls of erosion processes at relatively low input requirements. Though empirical in nature, the Thornes approach can be directly forced with runoff quantities and is thus supposed to be more consistent than pure empirical equations such as the USLE representing runoff quantities by the length-slope (LS) factor (cf. Moore et al. 1991). The potential erosion rates for each grid cell is calculated by:

$$[11] \quad E_i = k \text{QC}_i^2 s^{1.67} e^{-0.07c}$$

E_i = erosion rate [mm d^{-1}], QC_i = accumulated runoff of the grid cell catchment [mm d^{-1}], k = soil erodibility coefficient, s = slope gradient [m m^{-1}]

To depict the delivery of eroded sediment to rivers as a major off-site threat of erosion, the sediment delivery ratio (SDR) was additionally computed using the equation [12] proposed by Ali & De Boer (2010). The rather simple method complements the Thornes approach particularly when assessing the risk exposure of riparian areas, shore and river sections against sedimentation and particle bound pollutant inputs. Defined as the fraction of gross erosion, that is transported from a catchment in a given time interval, SDR is a dimensionless scalar, which accounts for the amount of sediment that is actually transported from the eroding sources to the catchment outlet compared to the total amount of soil that is detached over the same area above that point.

$$[12] \quad \text{SDR} = \text{EXP} \left(- \sum_{p=1}^m \frac{t_p}{\sqrt{s_p}} \right) \quad \text{with} \quad t_p = \frac{l_p}{V_p}$$

SDR = sediment delivery ratio, t_p = travel time of runoff [h], V_p = runoff velocity [m s^{-1}], l_p = slope length [m], s_p = slope gradient [m m^{-1}]

In equation [12] SDR is expressed as a function of travel time of runoff from the target grid

cell to the nearest channel and the square root of slopes along the respective runoff pathway. Based on the MFD routing procedure, SDR is calculated by adding the travel times of each of m grid cells, divided by the respective square root of slope along the runoff pathways.

The Thornes erosion equation and the SDR approach, though empirical in nature, are advantageous in terms of its data demands, computational efficiency and particularly suitable to approximate the spatial differentiation of erosion risks when using high resolution DEM data. However, to achieve a more physically based representation of sub-processes, the methodical portfolio is most recently supplemented by process-oriented approaches, targeting the detachment of soil particles by raindrop impact (Brandt 1990) and particularly the detachment and transportation of soil material by surface runoff. The latter processes are considered by the sediment transport capacity (STC), a frequently used concept in process-oriented erosion models (e.g. EUROSEM, cf. Morgan et al. 1998), aiming to quantify the potential of flowing water to perform geomorphic work (cf. Flanagan et al. 1995).

Following the proposal of Govers (1990), who proved that the transport capacity of runoff can be sufficiently predicted from simple hydraulic parameters, STC is calculated according to equation [13] with the product of slope (s) and mean flow velocity (V) as a simple expression for unit stream power (Ω). The empirical coefficients c and η were derived from experiments, carried out on different soil texture classes, slopes and discharge volumes (Govers, 1990). The mean flow velocity (V) was calculated, using the classical Gauckler-Manning-Strickler equation to account for the influence of the surface (Strickler) roughness.

$$[13] \quad \text{STC} = c(\Omega - 0.4)^{\eta} \quad \text{with} \quad \Omega = V s$$

$$c = ((\text{md} + 5)/0.32)^{-0.6}$$

$$\eta = ((\text{md} + 5)/300)^{0.25}$$

STC = sediment transport capacity [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-1} \text{s}^{-1}$], Ω = stream power [$\text{cm} \text{s}^{-1}$], V = runoff velocity [$\text{cm} \text{s}^{-1}$], s = slope gradient [$\text{m} \text{m}^{-1}$], c , η = experimentally-derived coefficients, md = median diameter of the soil texture [μm]

So far, the sediment transport capacity and the Brandt (1990) approach for estimating raindrop impacts are only prototypically implemented in SAGA not yet available as public domain. Against this background, the subsequent section only present results, performed using the GNU General Public License SAGA version.

3 RESULTS AND DISCUSSION

Referring to the aforementioned central aims of research, the development and implementation of the conceptual modeling framework particularly focuses at a spatial high resolution estimation of runoff and water erosion risks, required to support a spatial explicit identification of concrete management measures in agricultural practice, suitable to minimize degradation risks. Although the dynamical approach is based on fundamental hydrologic and hydraulic processes and provides absolute quantities of runoff and erosion rates, an evaluation of the approach so far is only possible for the runoff simulations based on discharge monitoring. Results of the erosion simulation instead are hampered by the lack of observations. These constraints in mind, the following section particularly evaluates the consistency of runoff simulation.

Runoff: An example for runoff simulations is given in Figure 3, providing a comparative depiction of simulated runoff, aggregated over the Gehle catchment, daily discharge at the Gehle 2 water gauge and areal averaged daily precipitation for the year 2014. Given these discharge peaks indicate phases with direct runoff (i.e. surface runoff plus interflow), the simulation results prove the principle ability of the approach to identify days with surface runoff. Although the absolute quantities e.g. at the 19.09.14 (04.11.14) with relatively low (high) runoff amounts as compared to the gauge records, not necessarily match with the observed discharge values clearly indicating the limits of the modeling approach due to simplifications and simplified assumptions, the temporal occurrence of surface runoff is sufficiently captured. Within the modeling period, saturation runoff is the dominant runoff process throughout mid June to November while hortonian runoff was only simulated for

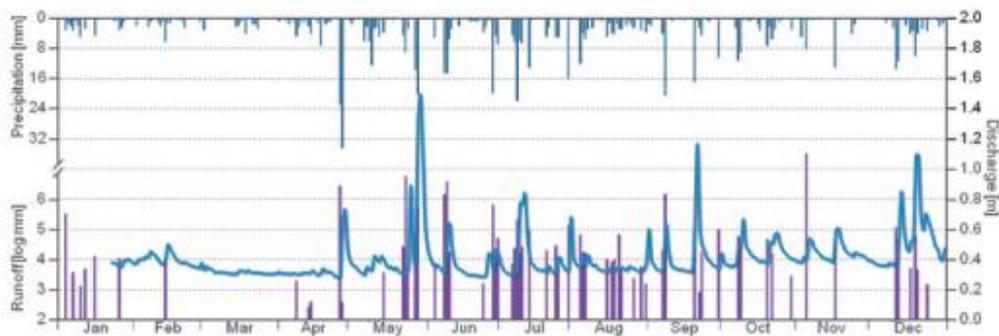


Fig. 3: Areal aggregated surface runoff, precipitation and discharge in the Gehle catchment, all quantities are given as daily values for the year 2014.

Abb. 3: Räumlich aggregierter Oberflächenabfluss, Niederschlag und Pegelstände im Einzugsgebiet Gehle in 2014 (tägliche Auflösung)

few dates (e.g. the 26th of April). Highest discharge volumes are recorded for the 29th of May, responding on saturation runoff, simulated for most of the catchment for the 27th and 28th of May. Using an identical setup for the Rhienbach and Hamelbach catchment, runoff events, as indicated by the model correlate well with records from the discharge monitoring. Due to the distinctly smaller catchments, there is almost no delay time in the discharge signals as compared to the Gehle catchment.

Referring to the spatial distribution of runoff, shown in Figure 4a, the results of runoff simulations for a detail section of the Gehle catchment illustrate the principle feasibility of capturing runoff distribution pattern at sub-field scale. Although the runoff simulation depicts the extreme rain storm of the 26th of April 2014, amounting of almost 35 mm per

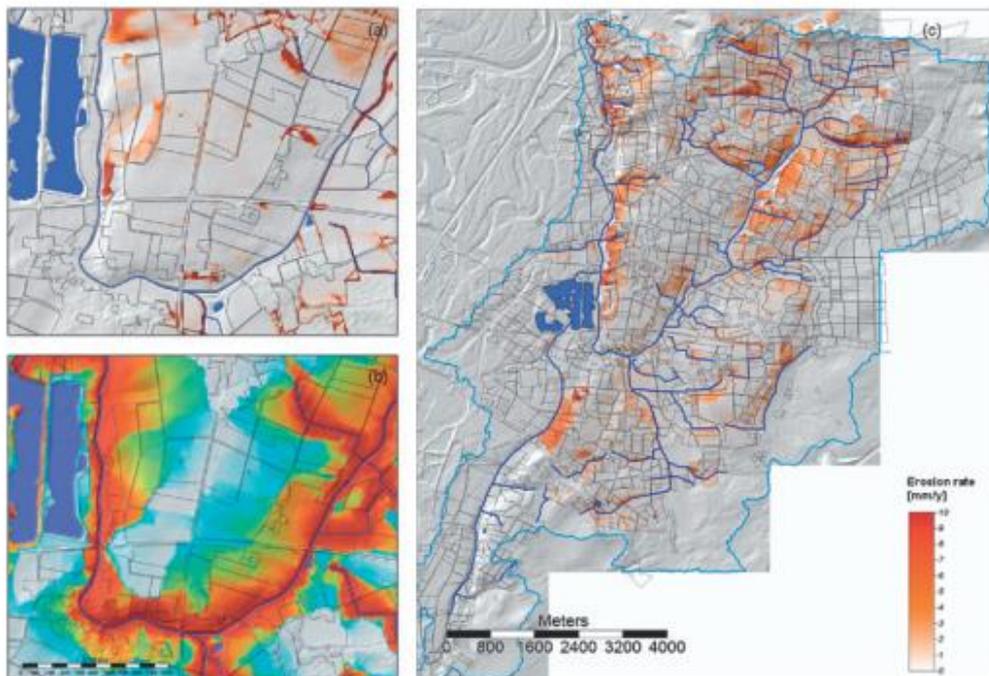


Fig. 4: Runoff distribution in the Gehle catchment at the 26th of April 2014 (map section, Fig. 4a), annual aggregated runoff in 2014, modified with respect to the number of visited fields (map section, Fig. 4b) and per-field classified surface runoff (shaded) and off-site risk classes (signal colours) for channel segments (Fig. 4c).

Abb. 4: Oberflächenabfluss im Einzugsgebiet Gehle am 26. April 2014 (Kartenausschnitt Abb. 4a), Aggregierter Oberflächenabfluss in 2014 unter Berücksichtigung der Reduktion durch Schlaggrenzen (Kartenausschnitt, Abb. 4b) und klassifizierte schlagbezogene Runoff-Risiken (Graustufen) und Eintragsrisiken (Signalfarben) angrenzender Gewässerabschnitte (Abb. 4c).

day, runoff only occurred on areas where hourly precipitation exceeded the maximum infiltration rates of the soil, while neighboring areas did not contribute to the discharge peak at the Gehle 2 gauge, responding on the increased direct flow with a one day delay time. Given that field boundaries commonly abruptly retard the runoff process and accordingly reduce the inflow from fields not directly bordering channel lines, we pragmatically reduced the accumulated runoff (QC) simply by dividing QC values by the number of field boundaries passed downstream. Although this ad-hoc measure has no physical basis, however, as long as there is no alternative valid physically founded method capturing the effect of field boundaries, we assume this measure to sufficiently depict the topologically dependent relation of fields to the receiving streams. The resulting runoff pattern from simulations for the year 2014 shown in Figure 4b, depicting the reduction of runoff quantities when passing field boundaries. Based on these results, runoff values had been averaged over agricultural plots and subsequently classified with respect to the annual totals, indicating fields with highest runoff risk (dark gray signature) potentially contributing to diffuse entries in the receiving stream. Based on runoff entries, computed along the channel lines of the Gehle catchment, potential contamination risks (e.g. phosphorus, nitrate nitrogen, plant protection products) along river sections are additionally indicated by signal colours illustrating channel segments where concrete water pollution control measures (e.g. edge of field buffers) should be considered to minimize off-site effects.

Water erosion: In general the water erosion pattern shown in Fig 5a differs from the respective runoff pattern. Given that the water erosion model is forced by slope and runoff values, sloping areas within the fields are more apparently affected by water erosion than planes. For the rain storm event of the 26th of April 2014 maximum erosion rates of more than 9 mm are calculated for steep sloping river shore areas in the north-western Gehle catchment. Apart from the influence of the terrain, the results of the long-term water erosion simulation, shown in Figure 5c likewise depict the relevance of the soil erodibility. Given that the soil k-values are attributed for spatially discrete soil entities, the distribution pattern often shows abrupt changes, stressing the limits of vectorized soil information in terms of spatial distribution and resolution. With an areal average of 4 mm, sandy to silty cambisols with k-factors of 0.6 to 0.7 at exposed terrain positions show slightly increased erosion rates as compared to the loamy fluvisols neighbouring the channel lines. Referring to the results of the sediment delivery ratio estimation, shown in Figure 5b, highest risks for sediment inflows in receiving streams originate from sloping areas near or bordering the channel lines, where the sediment delivery ratio increases significantly. Accordingly, SDR pattern indicate fields, where surface runoff and thus the inflow of sediments and plant protection products should be reduced, to prevent limnic ecosystems from contamination.

Web-GIS application and model communication: Although almost all methods and modeling approaches, presented in this paper are executable GIS routines, readily available as SAGA

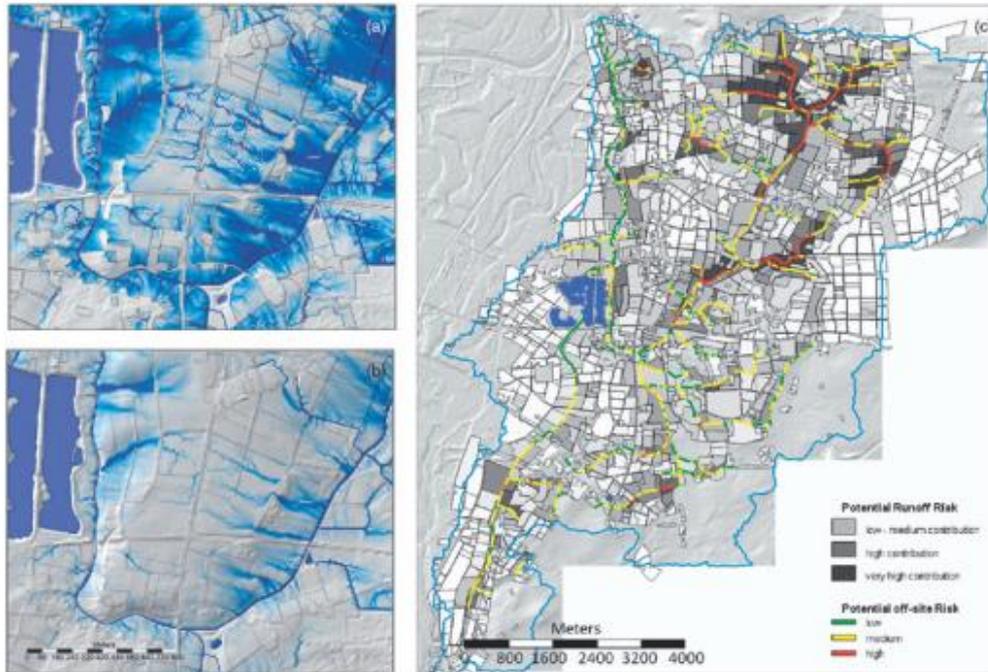


Fig. 5: Distribution of soil erosion rates in the Gehle catchment at the 26th of April 2014 (map section, Fig. 5a), Sediment Delivery Ratio (map section, Fig. 5b) and long term estimation of erosion rates (Fig. 5c).

Abb. 5: Erosionsraten im Einzugsgebiet Gehle am 26. April 2014 (Kartenausschnitt, Abb. 5a), Sediment Delivery Ratio (Kartenausschnitt, Abb. 5b) und langjährig gemittelte Erosionsraten (Abb. 5c).

modules, basic routines had been likewise embedded in a comprehensive Web-GIS environment. The opportunity, to execute simulations as Web-GIS applications intends to support agro-environmental counselling practice so as to offer best practice recommendations for advisors and farmers. At the current state of development, the Web-GIS tool provides an easy to handle graphical user interface, enabling a visualizations of free geodata sources and model results accessible from central server architectures. An example of such visualizations is given in Figure 6 showing a Google Earth section of the Gehle catchment with a clearly visible broad runoff pathway (Fig. 6a) and the result of a runoff simulation detecting the respective section of the field as an area at higher runoff risks (Fig. 6b). Current further developments focus on the realization of applications, enabling a just-in-time simulation of the effects of alternative runoff and water erosion mitigation measures. Applicable by both, advisors and farmers, the Web-GIS application supports a comparative assessment

of mitigation measures and the identification of suitable protection strategies, reducing landscape degradation risks.



Fig. 6: Graphical user interface of the WebGIS tool 'Gewässerschutzberater' with examples for mapping applications, showing a section of the Gehle catchment in Google Earth (Fig. 6a) and the respective discrete runoff risk classes (Fig. 6b).

Abb. 6: Benutzeroberfläche der WebGIS-Applikation „Gewässerschutzberater“ mit exemplarischer Darstellung eines Ausschnitts des Einzugsgebiet Gehle aus Google Earth (Abb. 6a) und Visualisierung diskreter teilflächenspezifischer Runoff-Risikoklassen (Abb. 6b).

4 CONCLUSION

This study has presented a GIS based modeling framework for the estimation of runoff and water erosion risks, integrating empirical and physically based modeling components predicting runoff and water erosion quantities at spatial high resolution. At the present state of model development, the general precision of the approach is largely determined by the quality of soil data input and its representation of the pedophysical differentiation at sub-field level, as well as by the accuracy of the underlying digital terrain model. Moreover the approach has shortcomings in terms of its physical consistency, particularly due to the strongly generalized representation of the soil-water balance. Although the conservation of mass equation and the definition of discrete boundary conditions for the calculation of runoff is a distinct simplification of rather complex processes, and particularly disregards sub-surface flow as an important component of direct runoff, the approach is not targeted at a temporal dynamical simulation of discharge at a given water gauge but emphasises on the spatially explicit estimation of both, onsite and offsite risks induced by surface runoff. As shown in the result section methods allow identifying areas at higher runoff and erosion risks as well as river sections exposed to entries of sediments and pollutants. By focusing on water pathways occurring on arable land, targeted risk reduction measures like buffer strips and adapted ppp use can be taken early and pollution of rivers and other surface waters through transported pesticides, fertilizers and their products could be nearly avoided or largely minimized, overall contributing to a distinct reduction of landscape degradation risk. As a next step the simulation of management scenarios with different crop types, cropping practices and soil treatments in combination with various measures (e.g. buffer strips, retention structure, already existing mitigation structures) will be implemented to the model, to offer most suitable best practice recommendations. Moreover, we plan to integrate a weather forecast module supporting farmers to find the most suitable ppp application timing in terms of plant health and water protection.

In order to further the dissemination and application in practice, we moreover aim to broaden the portfolio of Web-GIS applications, accessible by advisors and farmers actively involved when optimizing the set of different measures needed. By using a WebGIS as a platform for communicating measures, their effects are more understandable and visible by showing them in maps, ideally directly on the field where specific situations can be discussed. Assuming an increasing awareness of agro-environmental implications is an important precondition to combat landscape degradation, the direct involvement of decision makers in planning processes ultimately responds to the statement of Boardman (2006) that erosion research is "data rich but people poor".

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank our project cooperation partners Bayer CropScience and the Lower Saxony Water Management, Coastal Defence and Nature Conservation Agency (NLWKN) for initiating and supporting our research project (focusing on the reduction of diffuse entries of pollutants in aquatic habitats), as well as the agricultural chambers of Lower Saxony and North-Rhine Westphalia for supporting the monitoring campaign and first field observations. Furthermore we thank the GeoInformationsdienst (GID), Rosdorf for cooperation and kindly provided data.

REFERENCES

- ALI, K.F. & DE BOER, D.H. (2010): Spatially distributed erosion and sediment yield modeling in the upper Indus River basin. *Water Resources Research* 46(8).
- ARÉVALO, S.A. & SCHMIDT, J. (2011): Modelling mud deposition patterns due to flash floods in urban areas. *Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften* 162: 443–451.
- ARNOLD, J.G., WILLIAMS, J.R. & MAIDMENT, D.R. (1995): Continuous-time water and sediment-routing model for large basins. *Journal of Hydraulic Engineering* 121 (2): 171-183.
- 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.
- BERRISFORD, P., DEE, D., FIELDING, K., FUENTES, M., KALLBERG, P., KOBAYASHI, S. & UPPALA, S. (2009): The ERA-Interim Archive. ERA Report Series. 1. Technical Report. European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, Shinfield Park, Reading.
- BOARDMAN, J. (2006): Soil Erosion Science: Reflections on the Limitations of current approaches. *Catena* 68: 73-86.
- BÖHNER, J. (2006): General climatic controls and topoclimatic variations in Central and High Asia. *BOREAS* 35 2/2006: 279-295.

- BÖHNER, J. (2011): Modelle und Modellierungen. In: GEBHARDT, H., GLASER, R., RADTKE, U. & REUBER, P. [eds.]: *Geographie – Physische Geographie und Humangeographie*. – 2. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag. 2011: 44-49.
- BÖHNER, J. & ANTONIC, O. (2009): Land-Surface Parameters Specific to Topo-Climatology. –In: HENGL, T. & REUTER, H.I. [eds.]: *Geomorphometry: Concepts, Software, Applications*. Developments in Soil Science 33. Elsevier. 772 pp.
- BÖHNER, J. & BECHTEL, B. (2017): GIS in Climatology and Meteorology. In: HUANG, B. [ed.]: *Comprehensive Geographic Information Systems*. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier.
- BRANDT, C.J. (1990): Simulation of the size distribution and erosivity of raindrops and throughfall drops. *Earth Surface Processes and Landforms* 15: 687-698.
- CHOW, V.T. (1959): *Open-Channel Hydraulics*. Classic Textbook Reissue. MC Graw Hill.
- CONRAD, O., BECHTEL, B., BOCK, M., DIETRICH, H., FISCHER, E., GERLITZ, L., WEHBERG, J., WICHMANN, V. & BÖHNER, J. (2015): System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development* 8 1991-2007.
- DEE, D.P., UPPALA, S.M., SIMMONS, A.J., BERRISFORD, P., POLI, P., KOBAYASHI, S., ANDRAE, U., BALMASEDA, M.A., BALSAMO, G., BAUER, P., BECHTOLD, P., BELJAARS, A.C.M., VAN DE BERG, L., BIDLOT, J., BORMANN, N., DELSOL, C., DRAGANI, R., FUENTES, M., GEER, A.J., HAIMBERGER, L., HEALY, S.B., HERSBACH, H., HÓLM, E.V., ISAKSEN, I., KÄLLBERG, P., KÖHLER, M., MATRICARDI, M., MCNALLY, A.P., MONGE-SANZ, B.M., MORCRETTE, J.J., PARK, B.K., PEUBEY, C., DE ROSNAY, P., TAVOLATO, C., THÉPAUT, J.N. & VITART, F. (2011): The ERA-Interim reanalysis: configuration and performance of the data assimilation system. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 137: 553–597.
- FLACKE, W., AUERSWALD, K. & NEUFANG, L. (1990): Combining a modified Universal Soil Loss Equation with a digital terrain model for computing high resolution maps of soil loss resulting from rain wash. *Catena* 17: 383–397.
- FLANAGAN, D.C. & LIVINGSTON, S.J. (1995): *Water Erosion Prediction Project (WEPP) Version 95.7: User summary*. NSERL Report No. 11. West Lafayette, Ind.: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory.

- FLÜGEL, W.A. (1995): Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl, Germany. *Hydrological Processes* 9: 423–436.
- FREEMAN, G.T. (1991): Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. *Computers and Geosciences* 17: 413-22.
- GASSMAN, P.W., REYES, M.R., GREEN, C.H. & ARNOLD, J.G. (2007): The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 50(4): 1211-1250.
- GERLITZ, L., CONRAD, O., THOMAS, A. & BÖHNER, J. (2014): Assessment of Warming Patterns for the Tibetan Plateau and its adjacent Lowlands based on an elevation- and bias corrected ERA-Interim Data Set. *Climate Research* 58: 235-246.
- GOVERS, G. (1990): Empirical relationships on the transporting capacity of overland flow. *International Association of Hydrological Sciences Publication* 189: 45-63.
- HENNINGS, V. (1994): *Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden*. 1. Auflage. Hannover.
- HENSEL, H. & BORK, H.R. (1988): EDV-gestützte Bilanzierung von Erosion und Akkumulation in kleinen Einzugsgebieten unter Verwendung der modifizierten Universal Soil Loss Equation. *Landschaftsökologisches Messen und Auswerten* 2, 2/3: 107-136.
- KORRES, W. & SCHNEIDER, K.K. (2017): GIS for Hydrology. In: HUANG B. [ed.]: *Comprehensive Geographic Information Systems. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier.
- KRAUSE, P. (2002): Quantifying the impact of land use changes on the water balance of large catchments using the J2000 model. *Physics and Chemistry of the Earth Parts ABC* 27: 663–673.
- MIEHLICH, G. (2003): Die Bekämpfung der Bodendegradation – eine weltweite Herausforderung. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 147 (2003/3): 6-13.
- MOORE, I.D., GRAYSON, R.B. & LADSON A.R. (1991): Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes* 5: 3-30.

- MORGAN, R.P.C, QUINTON, J.N., SMITH, R.E., GOVERS, G., POESEN, J.W.A., AUERSWALD, K., CHISCI, G., TORRI, D., STYCZEN, M.E. & FOLLY, A.J.V. (1998): The European soil erosion model (EUROSEM): documentation and user guide. Silsoe College, Cranfield University.
- RÖPKE, B., BACH, M. & FREDE, H.G. (2002a): Significance of land use data for risk assessment pesticide pollution in German river basins. University of Giessen, Department of Natural Resources Management (unpublished).
- RÖPKE, B., BACH, M. & FREDE, H.G. (2002b): Risikoabschätzung der Gewässerbelastung durch Pflanzenschutzmittel. *Forum Geoökologie* 13 (3): S. 21-23.
- SCHINDEWOLF, M. & SCHMIDT, J. (2012): Parameterization of the EROSION 2D/3D soil erosion model using a small-scale rainfall simulator and upstream runoff simulation. *Catena* 91: 47–55.
- SCHMIDT, J., VON WERNER, M. & MICHAEL, A. (1999): Application of the EROSION 3D model to the Catsop watershed, The Netherlands. *Catena* 37(3-4): 449-456.
- SCHULLA, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flußgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. *Zürcher Geographische Schriften* 69. 161 p.
- SCHULLA, J. & JASPER, C. (1999): Modellbeschreibung WaSiM-ETH. ETH-Zürich, 180 p.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & KAINZ, M. (1990): Bodenabtrag durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl. 64 S. Stuttgart.
- THORNES, J.B. (1980): Erosional processes of running water and their spatial and temporal controls: a theoretical viewpoint. In: KIRKBY M.J. & MORGAN R.P.C. [eds.]: *Soil erosion*. pp. 129-182. Wiley. Chichester.
- THORNES, J.B. (1990): The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes. In: THORNES J.B. [ed.]: *Vegetation and erosion*. pp. 41-53. Wiley. Chichester.
- TURC, L. (1961): Évaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle. *Annales agronomiques Paris* 12. pp. 13–49.

- US DEPARTMENT OF AGRICULTURE (1985): Soil Conservation Service: National Engineering Handbook. Section 4- Hydrology. Washington, DC.
- VIVIROLI, D., ZAPPA, M., GURTZ, J. & WEINGARTNER, R. (2009): An introduction to the hydrological modelling system PREVAH and its pre- and post-processing-tools. *Environmental Modelling & Software* 24: 1209–1222.
- VON WERNER, M. (1995): GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung der Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. Dissertation. Berlin. 107 S.
- WISCHMEIER, W.H & SMITH, D.D. (1961): A universal Equation for predicting Rainfall-Erosion Losses – an Aid to conservation Farming in humid Regions. U.S. Dept. of Agriculture. Agricultural Research Service ARS Special Report 22-66.
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1965): Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland east of the Rocky Mountains – Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation. U.S. Dept. of Agriculture. Agricultural Handbook 282.
- WISOTZKY, F. (2011): Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung. Grundlagen, Anwendungen und Problemlösungen. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- ZEVENBERGEN, L.W. & THORNE, C.R. (1987): Quantitative Analysis of Land Surface Topography. *Earth Surface Processes and Landforms* 12: 47-56.

Eingang des Manuskripts: 09.02.2017
Annahme des Manuskripts: 17.06.2017

Anschriften der Autoren:

Sandra Wendland
Michael Bock
Jürgen Böhner
University of Hamburg
Department of Geography
Bundesstrasse 55
D – 20146 Hamburg
Tel.: 040-42838-4616
Fax: 040-42838-4981
Email: sandra.wendland@uni-hamburg.de

Dirk Feise

GeoInformationsdienst GmbH
Götzenbreite 10
D – 37124 Rosdorf

David Lembrich

Global Product Stewardship,
Water Stewardship
Alfred-Nobel-Str. 50
D – 40789 Monheim am Rhein

Anhang B

B-01: Statische Rauigkeitsparameter für verschiedene Vegetationsstadien bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung für ausgewählte Ackerfrüchte

Feldfrüchte	Bodenbearbeitung	Mannings n	Strickler Kst	Quelle
Getreide				
<i>Saatbett</i>	gepflügt, geeggt	0.014	72	Michael 1994, 1996
	gepflügt, geeggt, Fahrspuren	0.016	63	
	gepflügt, gewalzt	0.01	100	
	gegrubbert	0.028	36	
	gegrubbert, gemulcht	0.044	23	
	Direktsaat	0.046	22	
<i>2-4 Blattstadium</i>	gepflügt, geeggt	0.012	83	
	gepflügt, geeggt, Fahrspuren	0.017	59	
	gepflügt, gegrubbert	0.019	53	
	gepflügt, gegrubbert, gewalzt	0.012	83	
	gemulcht	0.035	29	
	Direktsaat	0.170	6	
<i>Bestockungsstadium</i>	gepflügt	0.016	63	
	gepflügt, gewalzt	0.01	100	
	Zinkenrotor, gemulcht	0.043	23	
<i>20% vor der Reife</i>	schlechter, lückiger Bestand	0.018	56	Knisel, 1989
	durchschnittlicher Bestand	0.023	43	
	guter Bestand	0.032	31	
	sehr guter Bestand	0.046	22	
<i>Reifestadium</i>	schlechter, lückiger Bestand	0.06	17	Foster & Lane, 1987
	durchschnittlicher Bestand	0.1	10	
	guter Bestand	0.15	7	
	sehr guter Bestand	0.25	4	
	sehr dichter Bestand	0.4	3	Michael 1994, 1996
<i>Geerntet</i>	Stoppeln, keine Rückstände, Fahrspuren	0.016	63	
	Stoppeln, wenig Rückstände, Fahrspuren	0.024	42	
	Stoppeln, viele Rückstände, Fahrspuren	0.032	31	
	Mit Stengelresten	0.020 - 0.070	50 - 14	Knisel, 1989
	Mit Egge untergearbeitete Rückstände	0.012 - 0.023	83 - 43	
Winterweizen				Michael 1994, 1996
<i>Saatbett</i>	Konventionell, Pflug	0.015	67	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.023	43	
<i>Blattstadium</i>	Konventionell, Pflug	0.015	67	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.032	31	
<i>Bestockung</i>	Konventionell, Pflug	0.016	63	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.043	23	
<i>20% vor Reife</i>	Konventionell, Pflug	0.023	43	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.05	20	
<i>Reife</i>	Konventionell & Konservierend	0.1	10	

Wintergerste				Michael 1994, 1996
<i>Saatbett</i>	Konventionell, Pflug	0.015	67	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.023	43	
<i>Blattstadium</i>	Konventionell, Pflug	0.016	63	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.032	31	
<i>Bestockung</i>	Konventionell, Pflug	0.016	63	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.043	23	
<i>20% vor Reife</i>	Konventionell, Pflug	0.023	43	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.05	20	
<i>Reife</i>	Konventionell & Konservierend	0.1	10	
Winterroggen				Michael 1994, 1996
<i>Saatbett</i>	Konventionell, Pflug	0.015	67	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.023	43	
<i>Blattstadium</i>	Konventionell, Pflug	0.016	63	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.043	23	
<i>Bestockung</i>	Konventionell, Pflug	0.023	43	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.043	23	
<i>20% vor Reife</i>	Konventionell, Pflug	0.032	31	
	Konservierend, Zinkenrotor	0.05	20	
<i>Reife</i>	Konventionell & Konservierend	0.1	10	
Rüben				Michael 1994, 1996
<i>Saatbett</i>	gepflügt	0.012	83	
	verschlämmt	0.016	63	
	gegrubbert	0.021	48	
	Zinkenrotor, gemulcht	0.032	31	
<i>2-4 Blattstadium</i>	gepflügt	0.015	67	
	verschlämmt	0.016	63	
	gegrubbert	0.021	48	
	Zinkenrotor, gemulcht	0.03	33	
<i>Entwicklungsstadium</i>	gepflügt, gefälleparallel	0.04	25	
<i>zum Rodezeitpunkt</i>	gepflügt, gefälleparallel	0.08	13	
Raps				
<i>Saatbett</i>	gepflügt	0.014	71	Michael 1994,1996
<i>6-7 Blattstadium</i>	geeggt, Fahrspuren	0.02	50	
<i>Bestandesschluß</i>	gepflügt	0.09	11	Wickenkamp, 1995
<i>Reife</i>	gepflügt	0.1	10	
Mais				
<i>Reifestadium</i>	schlechter, lückiger Bestand	0.05	20	Foster & Lane, 1987
	durchschnittlicher Bestand	0.075	13	
	guter Bestand	0.1	10	
	sehr guter Bestand	0.13	8	
Kartoffeln				
<i>ohne Aufwuchs</i>	gefälleparallel	0.019	53	Michael 1994,1996
<i>Bestandesschluß</i>		0.08	13	Wickenkamp, 1995
<i>Reife</i>		0.09	11	
Möhren, Ackerbohnen, Erbsen				
<i>Keimblattstadium</i>		0.05	20	
<i>Reifestadium</i>		0.09	11	

B-02: Statische Rauigkeitsparameter für verschiedene Landschaftselemente

Nutzung	Zustand	Mannings n	Strickler Kst	Quelle
Grünland	spärlich	0.015	67	Knisel 1989
	arm	0.023	43	
	durchschnittlich	0.032	31	
	gut	0.046	22	
	dicht	0.15	7	
	sehr dicht	0.4	3	
<i>Grasland</i>		0.3	3	Wickenkamp 1995
<i>Weidevegetation</i>		0.13	8	
<i>Wiesenvegetation</i>		0.3	3	
<i>Ruderalvegetation</i>		0.05	20	
<i>Weide</i>		0.083	12	Pasche 2006
<i>Gehölz</i>		0.067	15	
<i>Böschung</i>		0.040	25	Jirka 2010
Wald		0.167	6	Schneider 1998
<i>Laubgehölz/Obstbäume</i>		0.9	1	Wickenkamp 1995
<i>Mischgehölz</i>		0.9	1	
<i>Nadelgehölz</i>		0.9	1	
Lineare Elemente				
<i>Ackerrandstreifen</i>		0.3	3	
<i>Gehölzstreifen und Hecken</i>		0.16	6	
<i>Obstbaumreihe Apfel</i>		0.16	6	
<i>Straße/asphaltierter Weg</i>		0.011	91	
<i>Unbefestigter Weg</i>		0.02	50	
<i>Bewachsener Weg</i>		0.05	20	
<i>Bahnkörper</i>		0.9	1	
<i>Straße/Asphalt</i>		0.013	75	Eisenhauer 2007
Sonstige Flächen				
<i>Gärtnerei/Schrebergarten</i>		0.9	1	Wickenkamp 1995
<i>Park/Grünfläche</i>		0.24	4	
<i>Friedhof</i>		0.9	1	
<i>Sportrasen</i>		0.24	4	
<i>Abfalldeponie</i>		0.9	1	
<i>Bebaute Fläche</i>		0.9	1	
<i>Siedlung/Beton</i>		0.013	80	Eisenhauer 2007

B-03: Landwirtschaftlich relevante Rauigkeitsparameter nach Engman (1986)

Oberflächenzustand	Rückstände (ton/acre)	Mannings n	Empfohlener Wert	Strickler Kst	Empfohlener Wert
Beton/Asphalt		0.01 - 0.013	0.011	100 – 77	91
Sand		0.01 - 0.016	0.01	100 – 63	100
Kies		0.012 - 0.03	0.02	83 – 33	50
Ton/Lehm erodiert		0.012 - 0.033	0.02	83 – 30	50
Brache ohne Pflanzenrückstände		0.006 - 0.16	0.05	167 – 6	20
Meißelpflug	< ¼	0.006 - 0.17	0.07	167 – 6	14
	< ¼ - 1	0.07 - 0.34	0.18	14 – 3	6
	1 – 3	0.19 - 0.47	0.3	5 – 2	3
	> 3	0.34 - 0.46	0.4	3 – 2	3
Kreiselegge	< ¼	0.008 – 0.41	0.08	125 - 2	13
	0.25 – 1	0.1 – 0.25	0.16	10 - 4	6
	1 – 3	0.14 – 0.53	0.25	7 - 2	4
	>3	nn	0.3	nn	3
Ohne Bearbeitung/ Direktsaat	< ¼	0.03 – 0.07	0.04	33 - 14	25
	0.25 – 1	0.01 – 0.13	0.07	100 - 8	14
	1 – 3	0.16 – 0.47	0.3	6 - 2	3
Schar		0.05 – 0.13	0.1	20 - 8	10
Weideland natürlich		0.01 – 0.32	0.13	100 - 3	8
Weideland gemäht		0.02 – 0.24	0.1	50 - 4	10
Wiesenrispengras		0.39 – 0.63	0.45	3 - 2	2
Kurzes Steppengras		0.1 – 0.2	0.15	10 - 5	7
Dichtes Gras		0.17 – 0.3	0.24	6 - 3	4
Bermuda Gras		0.3 – 0.46	0.41	3 - 2	2

B-04: Monatliche Rauigkeitsparameter Kst nach Strickler für verschiedene Vegetationsstadien ausgewählter Ackerfrüchte, sowie Parameter für Brache und Erntezustände. Eigene Parametrisierung nach Literaturlauswertung.

	JAN	FEB	MAR	APR	MAI	JUNI	JULI	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ
Stoppel												
Konventionell, mit Rückständen	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31
Konventionell, wenig Rückstände	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42
Direktsaat	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23
Brache												
Konventionell <i>Grünbrache</i>	23	23	48							23	23	23
Konventionell <i>Schwarzbrache</i>	67	67	67						67	67	67	67
Direktsaat	20	20	20							20	20	20
Winterweizen												
Konventionell, mit Fahrspuren, guter Bewuchs	67	67	67	63	43	31	7				67	67
Direktsaat	23	23	23	20	15	8	3				23	23
Wintergerste												
Konventionell, mit Fahrspuren, guter Bewuchs	63	63	63	43	31	10	7			67	63	63
Direktsaat	20	20	20	15	8	5	3			23	20	20
Winterroggen												
Konventionell, mit Fahrspuren	43	43	43	43	43	31	10			67	63	43
Direktsaat	15	15	15	15	15	8	5			23	20	15
Sommergerste												
Konventionell, mit Fahrspuren			67	63	43	31	10	7				
Direktsaat			23	23	20	10	5	3				
Sommerhafer												
Konventionell, mit Fahrspuren			67	67	63	43	20	7				
Direktsaat			23	23	20	15	8	3				
Winterraps												
Konventionell, mit Fahrspuren	50	50	50	23	11	10	10		71	71	50	50
Direktsaat	15	15	15	6	5	5	5		23	20	15	15
Mais												
Konventionell, mit Fahrspuren				67	67	67	53	25	13	13		
Direktsaat				23	23	23	20	15	10	6		

Zuckerrübe												
Konventionell, mit Fahrspuren				83	67	53	25	17	13	13		
Direktsaat				30	23	20	10	8	8	8		
Kartoffel												
Dammkultur ohne Querdämme				83	67	53	25	17	13	11		
Karotte												
Konventionell				67	53	43	25	20	11			
Ackerbohne												
Konventionell			67	67	43	20	13	11				
Körnererbse												
Konventionell			67	53	43	25	17	11				

C-02: Runoff-Disposition von Winterweizen im Testgebiet Gehle bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen – Niederschlagsfrequenz (PRE F), Perzentil des Bodenwassergehaltes (SWS P) – Oberflächenabfluss (CXT), Infiltrationsüberschuss bei Bodensättigung (IXS), Infiltrationsüberschuss bei begrenzter Infiltrationskapazität (IXH), Gravitationswasserabfluss (GWF) - Gebietskenngrößen (MW = Mittelwert, MX = Maximum, MN = Minimum) – Aussaat im Monat 11, Reife/Ernte im Monat 7

Monat	PRE F	SWS P	CXT MX [L]	CXT MW [L]	CXT MN [L]	IXS MX [mm]	IXS MW [mm]	IXS MN [mm]	IXH MX [mm]	IXH MW [mm]	IXH MN [mm]	GWF MX [mm]	GWF MW [mm]	GWF MN [mm]
1	2	50	596.1	0.5	0.0	8.0	0.1	0.0	3.7	0.0	0.0	2.9	2.1	1.5
2	2	50	50.4	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	2.7	2.1	1.5
3	2	50	523.2	0.5	0.0	11.5	0.1	0.0	3.7	0.0	0.0	2.7	2.0	1.5
4	2	50	70.2	0.0	0.0	4.4	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	2.6	1.8	1.5
5	2	50	336.1	0.1	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.5	1.2
6	2	50	1160.3	5.0	0.0	8.8	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.6	1.3
7	2	50	24477.8	113.5	0.0	20.4	19.3	0.0	4.0	0.0	0.0	4.2	2.7	1.5
8	2	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	2	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	2	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	2	50	116.4	0.1	0.0	6.5	0.0	0.0	3.5	0.0	0.0	2.7	2.1	1.5
12	2	50	65.7	0.0	0.0	4.3	0.0	0.0	4.3	0.0	0.0	2.6	1.9	1.5
1	10	50	1542.7	1.2	0.0	15.5	0.2	0.0	3.2	0.0	0.0	2.9	2.3	1.5
2	10	50	353.6	0.3	0.0	9.2	0.1	0.0	2.9	0.0	0.0	2.8	2.2	1.5
3	10	50	1284.8	1.1	0.0	17.6	0.2	0.0	4.2	0.0	0.0	2.8	2.1	1.5
4	10	50	494.5	0.6	0.0	13.0	0.1	0.0	3.3	0.0	0.0	2.7	2.0	1.5
5	10	50	2449.1	13.1	0.0	13.2	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.6	1.3
6	10	50	7441.2	54.5	0.0	20.5	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.7	1.3
7	10	50	44335.3	193.6	0.0	34.5	32.8	0.0	6.7	0.0	0.0	4.7	2.7	1.5
8	10	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	10	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	10	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	10	50	903.6	0.8	0.0	14.6	0.1	0.0	4.1	0.0	0.0	2.9	2.2	1.5
12	10	50	368.4	0.4	0.0	11.8	0.0	0.0	3.7	0.0	0.0	2.8	2.0	1.5
1	20	50	2025.1	1.6	0.0	19.3	0.2	0.0	4.2	0.0	0.0	2.9	2.3	1.5
2	20	50	638.8	0.6	0.0	11.6	0.1	0.0	3.4	0.0	0.0	2.9	2.3	1.5
3	20	50	1646.9	1.4	0.0	20.4	0.2	0.0	4.8	0.0	0.0	2.9	2.1	1.5
4	20	50	855.6	1.5	0.0	16.6	0.2	0.0	3.8	0.0	0.0	2.8	2.0	1.5
5	20	50	3950.3	23.4	0.0	17.1	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.7	1.3
6	20	50	12513.2	103.8	0.0	26.0	7.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.8	1.3
7	20	50	52722.5	228.3	0.0	40.6	38.6	0.0	8.5	0.0	0.0	4.9	2.7	1.5
8	20	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	20	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	20	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	20	50	1263.5	1.1	0.0	17.6	0.2	0.0	3.9	0.0	0.0	2.9	2.3	1.5
12	20	50	719.5	0.7	0.0	15.0	0.1	0.0	3.4	0.0	0.0	2.8	2.1	1.5
1	2	90	7746.6	53.1	0.0	13.6	2.8	0.0	3.7	0.4	0.0	3.1	2.6	1.5
2	2	90	1281.6	1.8	0.0	10.8	0.2	0.0	3.4	0.1	0.0	2.9	2.4	1.5
3	2	90	4524.7	21.6	0.0	13.9	0.9	0.0	4.0	0.6	0.0	2.9	2.5	1.5
4	2	90	1683.4	1.3	0.0	14.4	0.2	0.0	3.9	0.0	0.0	2.9	2.3	1.5
5	2	90	336.1	0.1	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	1.8	1.4
6	2	90	1160.3	5.0	0.0	8.8	0.5	0.0	0.9	0.0	0.0	2.9	2.4	1.4
7	2	90	29979.3	118.7	0.0	20.4	19.8	2.7	7.1	0.1	0.0	5.2	2.7	1.5
8	2	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	2	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	2	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	2	90	7311.6	52.2	0.0	13.7	3.1	0.0	3.5	0.5	0.0	3.1	2.6	1.5
12	2	90	2474.7	17.6	0.0	12.4	0.3	0.0	4.4	0.9	0.0	2.9	2.6	1.5
1	10	90	18801.9	180.7	0.0	21.6	7.6	0.0	4.8	1.5	0.0	3.3	2.6	1.5
2	10	90	3748.9	23.7	0.0	16.9	1.6	0.0	2.8	0.2	0.0	2.9	2.5	1.5
3	10	90	10659.3	67.6	0.0	20.7	3.7	0.0	3.7	0.5	0.0	3.0	2.6	1.5
4	10	90	2886.9	3.5	0.0	22.9	0.4	0.0	6.3	0.1	0.0	2.9	2.4	1.5
5	10	90	2449.1	13.2	0.0	13.2	1.1	0.0	2.6	0.0	0.0	2.7	2.0	1.5
6	10	90	8024.9	57.3	0.0	20.5	4.1	0.0	3.0	0.1	0.0	3.3	2.6	1.5
7	10	90	51091.9	201.5	0.0	34.5	33.6	8.8	13.2	0.2	0.0	5.2	2.7	1.5
8	10	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	10	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	10	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	10	90	13787.5	127.5	0.0	20.8	6.2	0.0	4.4	1.1	0.0	3.3	2.6	1.5
12	10	90	9222.8	77.3	0.0	19.2	4.1	0.0	4.2	0.5	0.0	3.1	2.6	1.5
1	20	90	24379.7	251.9	0.0	25.0	11.4	0.0	5.6	0.8	0.0	3.4	2.7	1.5
2	20	90	5547.6	37.3	0.0	19.5	2.3	0.0	3.2	0.4	0.0	2.9	2.6	1.5
3	20	90	14342.9	95.7	0.0	23.6	4.9	0.0	4.1	0.7	0.0	3.1	2.6	1.5
4	20	90	3426.1	14.1	0.0	26.6	0.8	0.0	7.3	0.5	0.0	2.9	2.5	1.5
5	20	90	3950.3	23.8	0.0	17.1	1.9	0.0	3.0	0.0	0.0	2.8	2.1	1.5
6	20	90	15314.8	118.3	0.0	26.0	7.7	0.0	3.5	0.3	0.0	3.5	2.6	1.5
7	20	90	60184.5	237.2	0.0	40.6	39.5	13.2	15.8	0.3	0.0	5.2	2.7	1.5
8	20	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	20	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	20	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	20	90	19125.7	190.3	0.0	23.9	8.6	0.0	5.1	1.5	0.0	3.4	2.7	1.5
12	20	90	13867.1	136.3	0.0	22.1	5.7	0.0	4.9	1.5	0.0	3.2	2.6	1.5

C-04: Runoff-Disposition von Raps im Testgebiet Gehle bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen – Niederschlagsfrequenz (PRE F), Perzentil des Bodenwassergehaltes (SWS P) – Oberflächenabfluss (CXT), Infiltrationsüberschuss bei Bodensättigung (IXS), Infiltrationsüberschuss bei begrenzter Infiltrationskapazität (IXH), Gravitationswasserabfluss (GWF) - Gebietskenngrößen (MW = Mittelwert, MX = Maximum, MN = Minimum) – Aussata im Monat 8, Reife/Ernte im Monat 7

Monat	PRE F	SWS P	CXT MX [L]	CXT MW [L]	CXT MN [L]	IXS MX [mm]	IXS MW [mm]	IXS MN [mm]	IXH MX [mm]	IXH MW [mm]	IXH MN [mm]	GWF MX [mm]	GWF MW [mm]	GWF MN [mm]
1	2	50	210.8	0.2	0.0	4.8	0.0	0.0	3.8	0.0	0.0	2.8	2.1	1.5
2	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	2.0	1.5
3	2	50	18.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	2.5	1.8	1.5
4	2	50	3.8	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.6	1.3
5	2	50	48.9	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.5	1.2
6	2	50	773.1	2.6	0.0	8.8	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.6	1.3
7	2	50	24596.5	154.1	0.0	20.4	16.5	0.0	9.9	2.3	0.0	3.9	2.7	1.5
8	2	50	38267.3	426.0	0.0	20.4	19.0	0.0	3.5	0.0	0.0	4.0	2.7	1.5
9	2	50	11506.6	100.0	0.0	19.6	5.2	0.0	6.9	0.9	0.0	3.3	2.6	1.5
10	2	50	1452.8	1.1	0.0	15.2	0.2	0.0	3.9	0.0	0.0	2.9	2.3	1.5
11	2	50	25.5	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	2.6	2.0	1.5
12	2	50	40.5	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0	2.6	1.9	1.5
1	10	50	1053.3	0.9	0.0	12.7	0.1	0.0	3.4	0.0	0.0	2.9	2.2	1.5
2	10	50	52.6	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0	2.7	2.1	1.5
3	10	50	104.0	0.1	0.0	8.2	0.0	0.0	3.5	0.0	0.0	2.6	1.9	1.5
4	10	50	247.7	0.1	0.0	5.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.7	1.4
5	10	50	1650.6	6.2	0.0	13.2	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.6	1.3
6	10	50	5558.3	27.4	0.0	20.5	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.7	1.3
7	10	50	49806.9	267.3	0.0	34.5	28.0	0.0	16.7	4.2	0.0	4.4	2.7	1.5
8	10	50	72891.2	735.2	0.0	34.8	32.7	0.0	8.4	0.0	0.0	4.5	2.7	1.5
9	10	50	35191.3	369.7	0.0	33.0	15.0	0.0	11.6	2.9	0.0	3.6	2.7	1.5
10	10	50	3269.4	19.4	0.0	25.4	1.5	0.0	6.8	0.3	0.0	2.9	2.5	1.5
11	10	50	193.5	0.2	0.0	8.7	0.0	0.0	4.1	0.0	0.0	2.8	2.1	1.5
12	10	50	188.7	0.2	0.0	10.2	0.0	0.0	3.7	0.0	0.0	2.7	2.0	1.5
1	20	50	1508.6	1.2	0.0	16.1	0.2	0.0	3.7	0.0	0.0	2.9	2.3	1.5
2	20	50	91.1	0.1	0.0	6.0	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	2.8	2.2	1.5
3	20	50	264.4	0.3	0.0	11.3	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	2.7	2.0	1.5
4	20	50	451.4	0.5	0.0	8.3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	1.8	1.4
5	20	50	2963.3	11.2	0.0	17.1	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.7	1.3
6	20	50	9770.3	51.4	0.0	26.0	7.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.8	1.3
7	20	50	59803.7	315.7	0.0	40.6	33.0	0.0	19.6	5.0	0.0	4.6	2.7	1.5
8	20	50	87129.0	868.2	0.0	41.0	38.6	0.0	9.9	0.0	0.0	4.7	2.7	1.5
9	20	50	46430.4	495.8	0.0	38.8	20.2	0.0	13.6	3.1	0.0	3.8	2.7	1.5
10	20	50	5796.8	38.1	0.0	29.8	2.7	0.0	8.0	0.4	0.0	3.0	2.5	1.5
11	20	50	505.7	0.5	0.0	11.8	0.1	0.0	3.6	0.0	0.0	2.8	2.2	1.5
12	20	50	506.3	0.5	0.0	13.5	0.1	0.0	3.5	0.0	0.0	2.8	2.1	1.5
1	2	90	3785.9	26.2	0.0	10.9	1.4	0.0	3.7	0.4	0.0	3.0	2.6	1.5
2	2	90	994.4	0.8	0.0	8.6	0.1	0.0	2.0	0.0	0.0	2.9	2.3	1.5
3	2	90	1096.5	0.9	0.0	13.9	0.1	0.0	2.9	0.0	0.0	2.9	2.3	1.5
4	2	90	30.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0	2.7	2.0	1.5
5	2	90	48.9	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	1.8	1.4
6	2	90	773.1	2.6	0.0	8.8	0.5	0.0	0.9	0.0	0.0	2.9	2.4	1.4
7	2	90	34481.0	163.9	0.0	20.4	19.7	0.0	3.2	0.0	0.0	5.1	2.7	1.5
8	2	90	51738.6	452.7	0.0	20.4	19.8	11.6	5.5	0.0	0.0	5.2	2.7	1.5
9	2	90	44746.3	420.9	0.0	19.7	18.8	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4	2.7	1.5
10	2	90	14256.5	139.8	0.0	15.4	6.5	0.0	4.4	1.2	0.0	3.4	2.7	1.5
11	2	90	3265.6	18.5	0.0	11.2	1.3	0.0	3.5	0.2	0.0	3.0	2.5	1.5
12	2	90	1508.4	8.6	0.0	12.1	0.2	0.0	4.0	0.6	0.0	2.9	2.5	1.5
1	10	90	13747.1	106.1	0.0	18.2	4.9	0.0	3.8	1.2	0.0	3.2	2.6	1.5
2	10	90	1715.0	2.2	0.0	14.0	0.2	0.0	3.1	0.1	0.0	2.9	2.4	1.5
3	10	90	1940.4	4.8	0.0	20.7	0.3	0.0	4.3	0.2	0.0	2.9	2.4	1.5
4	10	90	520.0	0.5	0.0	10.5	0.1	0.0	2.6	0.0	0.0	2.9	2.1	1.5
5	10	90	1650.6	6.4	0.0	13.2	1.1	0.0	2.6	0.0	0.0	2.7	2.0	1.5
6	10	90	6687.7	28.8	0.0	20.5	4.1	0.0	3.0	0.1	0.0	3.3	2.6	1.5
7	10	90	59927.7	280.2	0.0	34.5	33.5	4.5	4.3	0.0	0.0	5.2	2.7	1.5
8	10	90	88559.1	773.5	0.0	34.8	33.9	20.4	11.1	0.1	0.0	5.2	2.7	1.5
9	10	90	75898.7	713.4	0.0	33.1	31.8	0.0	2.0	0.0	0.0	4.8	2.7	1.5
10	10	90	32339.3	337.9	0.0	25.6	15.2	0.0	7.3	2.2	0.0	3.7	2.7	1.5
11	10	90	7802.2	56.8	0.0	17.8	3.4	0.0	4.1	0.6	0.0	3.1	2.6	1.5
12	10	90	6697.7	54.8	0.0	19.4	3.2	0.0	3.9	0.5	0.0	3.1	2.6	1.5
1	20	90	18979.9	169.2	0.0	21.3	7.8	0.0	4.5	1.4	0.0	3.3	2.6	1.5
2	20	90	2071.9	10.2	0.0	16.3	0.3	0.0	3.7	0.6	0.0	2.9	2.5	1.5
3	20	90	3202.1	11.7	0.0	23.6	0.7	0.0	4.9	0.3	0.0	2.9	2.5	1.5
4	20	90	827.8	1.2	0.0	14.1	0.2	0.0	3.8	0.0	0.0	2.9	2.2	1.5
5	20	90	2963.3	11.4	0.0	17.1	1.9	0.0	3.0	0.0	0.0	2.8	2.1	1.5
6	20	90	12689.9	58.7	0.0	26.0	7.7	0.0	3.5	0.3	0.0	3.5	2.6	1.5
7	20	90	70883.6	330.3	0.0	40.6	39.4	8.5	5.0	0.1	0.0	5.2	2.7	1.5
8	20	90	104416.9	911.7	0.0	41.0	39.9	24.1	13.4	0.1	0.0	5.2	2.7	1.5
9	20	90	90834.2	844.1	0.0	38.9	37.5	0.0	2.4	0.0	0.0	5.0	2.7	1.5
10	20	90	40016.8	424.6	0.0	30.0	18.1	0.0	8.6	3.4	0.0	3.8	2.7	1.5
11	20	90	10017.1	79.2	0.0	20.7	5.0	0.0	4.3	0.4	0.0	3.2	2.6	1.5
12	20	90	11285.9	95.0	0.0	22.6	5.0	0.0	4.3	0.7	0.0	3.2	2.6	1.5

C-08: Runoff-Disposition von Winterweizen im Testgebiet Gehle bei Direktsaat für unterschiedliche Szenario-Kombinationen – Niederschlagsfrequenz (PRE F), Perzentil des Bodenwassergehaltes (SWS P) – Oberflächenabfluss (CXT), Infiltrationsüberschuss bei Bodensättigung (IXS), Infiltrationsüberschuss bei begrenzter Infiltrationskapazität (IXH), Gravitationswasserabfluss (GWF) - Gebietskenngrößen (MW = Mittelwert, MX = Maximum, MN = Minimum) – Aussaat im Monat 11, Reife/Ernte im Monat 7

Monat	PRE F	SWS P	CXT MX [L]	CXT MW [L]	CXT MN [L]	IXS MX [mm]	IXS MW [mm]	IXS MN [mm]	IXH MX [mm]	IXH MW [mm]	IXH MN [mm]	GWF MX [mm]	GWF MW [mm]	GWF MN [mm]
1	2	50	30.7	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	2.9	2.1	1.6
2	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	2.1	1.6
3	2	50	85.1	0.0	0.0	6.7	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	2.7	2.0	1.6
4	2	50	3.8	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	1.8	1.6
5	2	50	101.2	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.5	1.2
6	2	50	699.2	2.1	0.0	8.8	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.6	1.3
7	2	50	6843.7	12.6	0.0	20.4	7.2	0.0	9.7	0.2	0.0	4.2	3.2	1.6
8	2	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	2	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	2	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	2	50	24.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	2.7	2.1	1.6
12	2	50	0.7	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	1.9	1.6
1	10	50	377.4	0.3	0.0	9.9	0.1	0.0	3.5	0.0	0.0	3.0	2.3	1.6
2	10	50	47.5	0.0	0.0	3.1	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0	2.8	2.2	1.6
3	10	50	240.8	0.3	0.0	14.0	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	2.9	2.1	1.6
4	10	50	195.5	0.1	0.0	7.1	0.0	0.0	2.6	0.0	0.0	2.7	2.0	1.6
5	10	50	1761.0	7.7	0.0	13.2	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.6	1.3
6	10	50	5179.2	22.7	0.0	20.5	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.7	1.3
7	10	50	14718.4	34.0	0.0	34.5	16.3	0.0	16.5	1.1	0.0	4.7	3.3	1.6
8	10	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	10	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	10	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	10	50	127.6	0.1	0.0	8.7	0.0	0.0	4.1	0.0	0.0	2.9	2.2	1.6
12	10	50	86.6	0.0	0.0	5.9	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	2.8	2.0	1.6
1	20	50	663.7	0.6	0.0	13.1	0.1	0.0	4.0	0.0	0.0	3.1	2.3	1.6
2	20	50	84.5	0.0	0.0	5.9	0.0	0.0	3.5	0.0	0.0	2.9	2.3	1.6
3	20	50	483.7	0.5	0.0	16.8	0.1	0.0	4.1	0.0	0.0	2.9	2.1	1.6
4	20	50	373.7	0.5	0.0	10.8	0.1	0.0	3.0	0.0	0.0	2.8	2.0	1.6
5	20	50	3162.5	13.8	0.0	17.1	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.7	1.3
6	20	50	9078.4	42.3	0.0	26.0	7.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.8	1.3
7	20	50	18230.2	46.1	0.0	40.6	21.4	0.0	19.4	1.7	0.0	4.9	3.3	1.6
8	20	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	20	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	20	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	20	50	194.9	0.2	0.0	11.8	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	2.9	2.3	1.6
12	20	50	134.0	0.1	0.0	9.1	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	2.8	2.1	1.6
1	2	90	509.5	0.4	0.0	8.3	0.1	0.0	3.6	0.0	0.0	3.1	2.7	1.6
2	2	90	490.4	0.4	0.0	8.6	0.1	0.0	3.3	0.0	0.0	3.1	2.4	1.6
3	2	90	1088.9	0.9	0.0	13.9	0.2	0.0	3.3	0.0	0.0	3.1	2.5	1.6
4	2	90	516.3	0.4	0.0	11.3	0.1	0.0	3.3	0.0	0.0	3.0	2.3	1.6
5	2	90	101.2	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	1.8	1.4
6	2	90	699.2	2.1	0.0	8.8	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	2.4	1.4
7	2	90	12804.6	40.0	0.0	20.4	19.3	0.0	5.1	0.1	0.0	5.4	3.3	1.6
8	2	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	2	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	2	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	2	90	772.6	0.6	0.0	11.2	0.1	0.0	3.5	0.0	0.0	3.1	2.6	1.6
12	2	90	379.5	0.3	0.0	7.5	0.1	0.0	4.3	0.0	0.0	3.1	2.6	1.6
1	10	90	1192.8	1.0	0.0	16.8	0.2	0.0	3.7	0.0	0.0	3.3	2.8	1.6
2	10	90	996.9	0.8	0.0	13.9	0.2	0.0	3.0	0.0	0.0	3.1	2.6	1.6
3	10	90	1747.9	1.4	0.0	20.7	0.3	0.0	3.6	0.0	0.0	3.1	2.7	1.6
4	10	90	1225.0	1.1	0.0	19.3	0.2	0.0	5.6	0.0	0.0	3.1	2.4	1.6
5	10	90	1761.0	7.7	0.0	13.2	1.1	0.0	0.6	0.0	0.0	2.7	2.0	1.5
6	10	90	5179.2	22.7	0.0	20.5	3.9	0.0	1.0	0.0	0.0	3.3	2.6	1.5
7	10	90	21571.7	68.1	0.0	34.5	32.8	0.0	7.9	0.1	0.0	5.9	3.3	1.6
8	10	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	10	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	10	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	10	90	1438.0	1.2	0.0	17.7	0.2	0.0	3.7	0.0	0.0	3.3	2.8	1.6
12	10	90	1017.3	0.8	0.0	15.1	0.2	0.0	3.8	0.0	0.0	3.1	2.7	1.6
1	20	90	1568.3	1.2	0.0	19.9	0.2	0.0	4.3	0.0	0.0	3.4	2.9	1.6
2	20	90	1217.2	1.0	0.0	16.3	0.2	0.0	3.6	0.0	0.0	3.1	2.6	1.6
3	20	90	2072.6	1.6	0.0	23.6	0.3	0.0	4.2	0.0	0.0	3.1	2.7	1.6
4	20	90	1532.3	1.8	0.0	22.7	0.3	0.0	6.5	0.1	0.0	3.1	2.5	1.6
5	20	90	3162.5	13.8	0.0	17.1	1.8	0.0	2.0	0.0	0.0	2.8	2.1	1.5
6	20	90	9078.4	42.3	0.0	26.0	7.0	0.0	1.6	0.0	0.0	3.5	2.6	1.5
7	20	90	25347.5	80.5	0.0	40.6	38.7	0.0	10.0	0.1	0.0	6.1	3.3	1.6
8	20	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	20	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	20	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	20	90	1756.5	1.4	0.0	20.7	0.3	0.0	4.3	0.0	0.0	3.4	2.8	1.6
12	20	90	1315.6	1.1	0.0	18.3	0.2	0.0	3.1	0.0	0.0	3.2	2.8	1.6

C-09: Runoff-Disposition von Winterraps im Testgebiet Gehele bei Direktsaat für unterschiedliche Szenario-Kombinationen – Niederschlagsfrequenz (PRE F), Perzentil des Bodenwassergehaltes (SWS P) – Oberflächenabfluss (CXT), Infiltrationsüberschuss bei Bodensättigung (IXS), Infiltrationsüberschuss bei begrenzter Infiltrationskapazität (IXH), Gravitationswasserabfluss (GWF) - Gebietskenngrößen (MW = Mittelwert, MX = Maximum, MN = Minimum) – Aussaat im Monat 8, Reife/Ernte im Monat 7

Monat	PRE F	SWS P	CXT MX [L]	CXT MW [L]	CXT MN [L]	IXS MX [mm]	IXS MW [mm]	IXS MN [mm]	IXH MX [mm]	IXH MW [mm]	IXH MN [mm]	GWF MX [mm]	GWF MW [mm]	GWF MN [mm]
1	2	50	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	2.1	1.6
2	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	2.0	1.5
3	2	50	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	1.8	1.5
4	2	50	3.6	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.6	1.3
5	2	50	26.6	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.5	1.2
6	2	50	500.6	1.4	0.0	8.8	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.6	1.3
7	2	50	4785.9	12.8	0.0	20.4	3.9	0.0	5.1	0.5	0.0	3.9	3.1	1.6
8	2	50	10488.7	61.5	0.0	20.4	4.7	0.0	8.9	1.3	0.0	4.0	3.2	1.6
9	2	50	1729.0	1.4	0.0	19.6	0.3	0.0	6.8	0.0	0.0	3.3	2.7	1.6
10	2	50	321.4	0.3	0.0	9.5	0.1	0.0	2.8	0.0	0.0	3.0	2.3	1.6
11	2	50	0.5	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	2.0	1.5
12	2	50	0.7	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	1.9	1.6
1	10	50	97.0	0.1	0.0	6.7	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	2.9	2.2	1.6
2	10	50	3.8	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	2.1	1.6
3	10	50	24.5	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	2.6	1.9	1.6
4	10	50	30.5	0.0	0.0	5.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.7	1.4
5	10	50	1222.8	3.1	0.0	13.2	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.6	1.3
6	10	50	4144.0	14.2	0.0	20.5	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.7	1.3
7	10	50	13283.0	41.4	0.0	34.5	10.7	0.0	8.6	1.1	0.0	4.4	3.2	1.6
8	10	50	25609.7	195.8	0.0	34.8	11.6	0.0	15.3	3.2	0.0	4.5	3.3	1.6
9	10	50	3199.6	14.0	0.0	33.0	1.8	0.0	11.5	0.0	0.0	3.6	3.0	1.6
10	10	50	1141.7	0.9	0.0	19.9	0.2	0.0	5.1	0.0	0.0	3.1	2.5	1.6
11	10	50	39.7	0.0	0.0	2.6	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	2.8	2.1	1.6
12	10	50	60.5	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	2.7	2.0	1.6
1	20	50	370.5	0.3	0.0	10.1	0.1	0.0	4.0	0.0	0.0	3.0	2.3	1.6
2	20	50	7.3	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	2.8	2.2	1.6
3	20	50	56.1	0.0	0.0	5.4	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	2.7	2.0	1.6
4	20	50	198.2	0.2	0.0	8.3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	1.8	1.4
5	20	50	2172.0	5.6	0.0	17.1	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.7	1.3
6	20	50	7180.5	26.1	0.0	26.0	7.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.8	1.3
7	20	50	18476.3	59.1	0.0	40.6	14.6	0.0	10.1	1.4	0.0	4.6	3.2	1.6
8	20	50	35763.7	283.3	0.0	41.0	16.5	0.0	18.0	4.1	0.0	4.7	3.3	1.6
9	20	50	4978.3	29.1	0.0	38.8	3.1	0.0	13.6	0.1	0.0	3.8	3.0	1.6
10	20	50	1496.5	2.7	0.0	24.3	0.5	0.0	6.0	0.0	0.0	3.1	2.6	1.6
11	20	50	82.3	0.0	0.0	5.8	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	2.8	2.2	1.6
12	20	50	106.0	0.1	0.0	7.5	0.0	0.0	3.5	0.0	0.0	2.8	2.1	1.6
1	2	90	223.1	0.2	0.0	6.1	0.0	0.0	3.7	0.0	0.0	3.1	2.6	1.6
2	2	90	42.3	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	3.0	2.3	1.6
3	2	90	121.0	0.1	0.0	8.5	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0	3.0	2.3	1.6
4	2	90	3.6	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	2.0	1.5
5	2	90	26.6	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	1.8	1.4
6	2	90	500.6	1.4	0.0	8.8	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	2.4	1.4
7	2	90	17792.6	76.7	0.0	20.4	18.5	0.0	9.8	0.7	0.0	5.1	3.3	1.6
8	2	90	39921.1	284.5	0.0	20.4	19.2	0.0	7.1	0.1	0.0	5.8	3.3	1.6
9	2	90	9515.1	60.3	0.0	19.6	5.3	0.0	4.4	0.5	0.0	4.4	3.3	1.6
10	2	90	1194.7	0.9	0.0	15.3	0.2	0.0	4.3	0.0	0.0	3.4	2.8	1.6
11	2	90	249.1	0.2	0.0	6.2	0.0	0.0	3.5	0.0	0.0	3.1	2.5	1.6
12	2	90	225.5	0.2	0.0	5.8	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	3.1	2.5	1.6
1	10	90	858.3	0.6	0.0	13.2	0.2	0.0	3.1	0.0	0.0	3.2	2.7	1.6
2	10	90	479.9	0.4	0.0	9.4	0.1	0.0	2.9	0.0	0.0	3.1	2.5	1.6
3	10	90	629.9	0.5	0.0	14.8	0.1	0.0	3.5	0.0	0.0	3.1	2.5	1.6
4	10	90	53.3	0.0	0.0	5.9	0.0	0.0	2.6	0.0	0.0	2.9	2.1	1.6
5	10	90	1222.8	3.1	0.0	13.2	1.1	0.0	0.6	0.0	0.0	2.7	2.0	1.5
6	10	90	4144.0	14.2	0.0	20.5	3.9	0.0	1.0	0.0	0.0	3.3	2.6	1.5
7	10	90	33295.3	132.1	0.0	34.5	31.4	0.0	16.5	1.3	0.0	5.5	3.3	1.6
8	10	90	72231.5	494.7	0.0	34.8	33.0	0.0	13.0	0.2	0.0	6.2	3.3	1.6
9	10	90	27577.3	233.1	0.0	33.0	15.8	0.0	7.5	2.4	0.0	4.8	3.3	1.6
10	10	90	2022.8	1.7	0.0	25.5	0.3	0.0	7.3	0.1	0.0	3.7	3.0	1.6
11	10	90	822.7	0.6	0.0	12.7	0.2	0.0	3.6	0.0	0.0	3.1	2.7	1.6
12	10	90	836.7	0.6	0.0	13.7	0.1	0.0	3.8	0.0	0.0	3.1	2.7	1.6
1	20	90	1132.1	0.8	0.0	16.4	0.2	0.0	3.7	0.0	0.0	3.3	2.8	1.6
2	20	90	688.5	0.5	0.0	11.5	0.1	0.0	3.0	0.0	0.0	3.1	2.5	1.6
3	20	90	863.9	0.7	0.0	18.3	0.2	0.0	4.0	0.0	0.0	3.1	2.5	1.6
4	20	90	198.2	0.3	0.0	8.3	0.1	0.0	3.1	0.0	0.0	2.9	2.2	1.6
5	20	90	2172.0	5.6	0.0	17.1	1.8	0.0	2.0	0.0	0.0	2.8	2.1	1.5
6	20	90	7180.5	26.1	0.0	26.0	7.0	0.0	1.6	0.0	0.0	3.5	2.6	1.5
7	20	90	39973.8	155.9	0.0	40.6	37.0	0.0	19.4	1.5	0.0	5.8	3.3	1.6
8	20	90	86328.3	585.9	0.0	41.0	39.0	3.7	15.5	0.3	0.0	6.2	3.3	1.6
9	20	90	36502.8	310.8	0.0	38.8	21.6	0.0	8.8	2.1	0.0	5.0	3.3	1.6
10	20	90	2381.8	4.5	0.0	29.9	0.6	0.0	8.5	0.2	0.0	3.8	3.1	1.6
11	20	90	1070.0	0.8	0.0	15.5	0.2	0.0	3.2	0.0	0.0	3.2	2.7	1.6
12	20	90	1100.1	0.8	0.0	16.9	0.2	0.0	3.5	0.0	0.0	3.2	2.7	1.6

C-11: Runoff-Disposition von Winterweizen im Testgebiet Nauen bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen – Niederschlagsfrequenz (PRE F), Perzentil des Bodenwassergehaltes (SWS P) – Oberflächenabfluss (CXT), Infiltrationsüberschuss bei Bodensättigung (IXS), Infiltrationsüberschuss bei begrenzter Infiltrationskapazität (IXH), Gravitationswasserabfluss (GWF) - Gebietskenngrößen (MW = Mittelwert, MX = Maximum, MN = Minimum) – Aussaat im Monat 11, Reife/Ernte im Monat 7

Monat	PRE F	SWS P	CXT MX [L]	CXT MW [L]	CXT MN [L]	IXS MX [mm]	IXS MW [mm]	IXS MN [mm]	IXH MX [mm]	IXH MW [mm]	IXH MN [mm]	GWF MX [mm]	GWF MW [mm]	GWF MN [mm]
1	2	50	17679.7	37.9	0.0	9.7	3.2	0.0	2.4	0.0	0.0	1.6	1.0	0.0
2	2	50	16241.8	35.2	0.0	9.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.9	0.0
3	2	50	19152.8	41.7	0.0	10.5	3.5	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.9	0.0
4	2	50	806.7	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.1	0.0	1.3	0.8	0.0
5	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.5	0.0
6	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.6	0.0
7	2	50	2382.5	4.1	0.0	18.6	5.0	0.0	8.0	0.0	0.0	4.4	1.9	0.0
8	2	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	2	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	2	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.9	0.0
12	2	50	22249.0	38.9	0.0	12.1	3.3	0.0	3.1	0.0	0.0	1.6	0.9	0.0
1	10	50	28604.9	61.4	0.0	15.8	5.2	0.0	4.0	0.0	0.0	1.7	1.0	0.0
2	10	50	26993.3	58.5	0.0	14.9	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.9	0.0
3	10	50	29145.5	63.5	0.0	16.0	5.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	1.0	0.0
4	10	50	12663.5	21.9	0.0	5.4	1.4	0.0	2.2	0.5	0.0	1.5	0.8	0.0
5	10	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.6	0.0
6	10	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.8	0.0
7	10	50	4283.8	7.6	0.0	33.5	9.2	0.0	15.2	0.1	0.0	5.0	2.1	0.0
8	10	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	10	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	10	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	10	50	840.2	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	1.8	1.0	0.0
12	10	50	34331.3	60.3	0.0	18.7	5.0	0.0	4.4	0.0	0.0	1.8	1.0	0.0
1	20	50	33310.2	71.5	0.0	18.4	6.0	0.0	4.6	0.0	0.0	1.8	1.1	0.0
2	20	50	31623.8	68.6	0.0	17.4	5.8	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	1.0	0.0
3	20	50	33449.2	72.9	0.0	18.4	6.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	1.0	0.0
4	20	50	17770.0	32.9	0.0	9.4	2.6	0.0	3.0	0.3	0.0	1.6	0.9	0.0
5	20	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.6	0.0
6	20	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.8	0.0
7	20	50	5102.7	9.4	0.0	39.9	11.3	0.0	18.2	0.1	0.0	5.3	2.2	0.0
8	20	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	20	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	20	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	20	50	4968.6	4.9	0.0	4.3	0.2	0.0	3.2	0.2	0.0	1.9	1.0	0.0
12	20	50	39534.9	69.5	0.0	21.5	5.8	0.0	5.1	0.0	0.0	1.9	1.0	0.0
1	2	90	17679.7	37.9	0.0	9.7	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.2	0.0
2	2	90	16241.8	35.2	0.0	9.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	1.2	0.0
3	2	90	19152.8	41.7	0.0	10.5	3.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	1.2	0.0
4	2	90	19714.1	42.3	0.0	11.4	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	1.0	0.0
5	2	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.8	0.0
6	2	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	1.0	0.0
7	2	90	4176.9	6.9	0.0	18.7	6.8	0.0	4.5	0.3	0.0	7.1	3.0	0.0
8	2	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	2	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	2	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	2	90	20993.6	36.8	0.0	11.5	3.1	0.0	2.0	0.0	0.0	2.3	1.2	0.0
12	2	90	22254.9	48.3	0.0	12.2	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.2	0.0
1	10	90	28604.9	61.4	0.0	15.8	5.2	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.3	0.0
2	10	90	26993.3	58.5	0.0	14.9	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.3	0.0
3	10	90	29145.5	63.5	0.0	16.0	5.3	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.3	0.0
4	10	90	31571.0	67.7	0.0	18.2	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	1.1	0.0
5	10	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.9	0.0
6	10	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.2	0.0
7	10	90	13562.2	22.4	0.0	33.8	18.5	0.0	8.2	0.9	0.0	7.8	3.1	0.0
8	10	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	10	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	10	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	10	90	34302.8	60.6	0.0	18.7	5.0	0.0	3.3	0.0	0.0	2.5	1.3	0.0
12	10	90	34337.3	74.6	0.0	18.8	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.3	0.0
1	20	90	33310.2	71.5	0.0	18.4	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	1.3	0.0
2	20	90	31623.8	68.6	0.0	17.4	5.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	1.3	0.0
3	20	90	33449.2	72.9	0.0	18.4	6.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	1.3	0.0
4	20	90	36677.5	78.7	0.0	21.1	6.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.2	0.0
5	20	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	1.0	0.0
6	20	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	1.3	0.0
7	20	90	17682.7	30.0	0.0	40.2	22.5	0.0	9.7	3.0	0.0	8.2	3.1	0.0
8	20	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	20	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	20	90	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	20	90	40034.8	71.1	0.0	21.8	5.9	0.0	4.1	0.0	0.0	2.6	1.3	0.0
12	20	90	39540.8	86.0	0.0	21.7	7.2	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.3	0.0

C-13: Runoff-Disposition von Raps im Testgebiet Nauen bei konventionellem Anbau für unterschiedliche Szenario-Kombinationen – Niederschlagsfrequenz (PRE F), Perzentil des Bodenwassergehaltes (SWS P) – Oberflächenabfluss (CXT), Infiltrationsüberschuss bei Bodensättigung (IXS), Infiltrationsüberschuss bei begrenzter Infiltrationskapazität (IXH), Gravitationswasserabfluss (GWF) - Gebietskenngrößen (MW = Mittelwert, MX = Maximum, MN = Minimum) – Aussaat im Monat 8, Reife/Ernte im Monat 7

Monat	PRE F	SWS P	CXT MX [L]	CXT MW [L]	CXT MN [L]	IXS MX [mm]	IXS MW [mm]	IXS MN [mm]	IXH MX [mm]	IXH MW [mm]	IXH MN [mm]	GWF MX [mm]	GWF MW [mm]	GWF MN [mm]
1	2	50	13520.4	26.2	0.0	9.6	2.4	0.0	2.4	0.5	0.0	1.5	0.9	0.0
2	2	50	13523.3	26.4	0.0	9.0	2.3	0.0	2.3	0.5	0.0	1.3	0.8	0.0
3	2	50	16124.7	32.1	0.0	10.5	3.3	0.0	2.7	0.1	0.0	1.3	0.8	0.0
4	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.6	0.0
5	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.5	0.0
6	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.6	0.0
7	2	50	5177.2	6.8	0.0	18.6	5.0	0.0	8.2	0.0	0.0	4.0	1.7	0.0
8	2	50	14192.9	20.5	0.0	5.9	1.3	0.0	3.2	0.4	0.0	3.7	1.6	0.0
9	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	1.2	0.0
10	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	1.0	0.0
11	2	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.8	0.0
12	2	50	15709.5	27.0	0.0	9.3	2.5	0.0	3.7	0.5	0.0	1.6	0.9	0.0
1	10	50	22849.1	44.4	0.0	15.6	3.9	0.0	3.9	0.9	0.0	1.7	1.0	0.0
2	10	50	22699.8	44.5	0.0	14.9	3.9	0.0	3.8	0.9	0.0	1.5	0.9	0.0
3	10	50	24622.1	49.0	0.0	16.0	5.1	0.0	4.2	0.2	0.0	1.4	0.8	0.0
4	10	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.7	0.0
5	10	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.6	0.0
6	10	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.8	0.0
7	10	50	9314.3	12.2	0.0	33.5	9.0	0.0	15.3	0.0	0.0	4.6	2.0	0.0
8	10	50	44198.4	74.4	0.0	20.9	5.3	0.0	8.6	0.6	0.0	4.3	1.8	0.0
9	10	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	1.3	0.0
10	10	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.1	0.0
11	10	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.9	0.0
12	10	50	25071.0	43.3	0.0	14.4	3.9	0.0	4.0	0.9	0.0	1.7	1.0	0.0
1	20	50	26866.5	52.3	0.0	18.1	4.5	0.0	4.6	1.1	0.0	1.7	1.0	0.0
2	20	50	26652.8	52.3	0.0	17.4	4.6	0.0	4.5	1.1	0.0	1.5	0.9	0.0
3	20	50	28281.8	56.3	0.0	18.4	5.8	0.0	4.8	0.2	0.0	1.5	0.9	0.0
4	20	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.7	0.0
5	20	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.6	0.0
6	20	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.8	0.0
7	20	50	11096.4	14.6	0.0	39.9	10.8	0.0	18.4	0.0	0.0	4.9	2.1	0.0
8	20	50	57120.6	97.9	0.0	25.8	6.8	0.0	10.3	1.0	0.0	4.5	1.9	0.0
9	20	50	3525.0	3.8	0.0	3.8	0.2	0.0	2.3	0.2	0.0	3.1	1.4	0.0
10	20	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	1.1	0.0
11	20	50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.9	0.0
12	20	50	29102.5	50.4	0.0	16.6	4.5	0.0	4.6	1.1	0.0	1.8	1.0	0.0
1	2	90	15102.1	29.4	0.0	9.7	3.2	0.0	2.5	0.0	0.0	2.0	1.2	0.0
2	2	90	13881.5	27.3	0.0	9.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	1.1	0.0
3	2	90	16330.9	32.4	0.0	10.5	3.5	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	1.0	0.0
4	2	90	3500.2	5.1	0.0	3.4	1.1	0.0	1.0	0.2	0.0	1.4	0.9	0.0
5	2	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.8	0.0
6	2	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	1.0	0.0
7	2	90	5177.2	8.4	0.0	18.7	6.2	0.0	0.0	0.0	0.0	6.5	2.9	0.0
8	2	90	38282.0	82.2	0.0	19.5	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	5.9	2.7	0.0
9	2	90	25492.6	43.8	0.0	14.5	2.6	0.0	5.9	0.9	0.0	3.3	1.6	0.0
10	2	90	6567.9	8.6	0.0	5.5	0.7	0.0	2.6	0.2	0.0	2.4	1.2	0.0
11	2	90	16154.7	28.0	0.0	11.5	3.1	0.0	3.8	0.0	0.0	2.1	1.1	0.0
12	2	90	18725.4	37.4	0.0	12.1	3.9	0.0	2.9	0.2	0.0	2.0	1.2	0.0
1	10	90	24430.1	47.7	0.0	15.8	5.2	0.0	4.0	0.0	0.0	2.2	1.3	0.0
2	10	90	23059.9	45.4	0.0	14.9	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	1.2	0.0
3	10	90	24828.4	49.3	0.0	16.0	5.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	1.1	0.0
4	10	90	9574.1	14.2	0.0	8.2	2.6	0.0	3.1	0.9	0.0	1.6	0.9	0.0
5	10	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.9	0.0
6	10	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	1.2	0.0
7	10	90	9641.8	21.2	0.0	33.8	12.5	0.0	5.4	0.7	0.0	7.3	3.1	0.0
8	10	90	68805.0	160.1	0.0	35.2	12.4	0.0	4.4	0.2	0.0	6.7	3.0	0.0
9	10	90	46434.6	89.2	0.0	25.4	5.1	0.0	10.3	2.0	0.0	3.7	1.8	0.0
10	10	90	18872.1	30.5	0.0	14.6	2.8	0.0	4.4	0.5	0.0	2.7	1.3	0.0
11	10	90	26459.6	46.1	0.0	18.7	5.0	0.0	4.4	0.0	0.0	2.3	1.2	0.0
12	10	90	28986.2	57.8	0.0	18.7	6.0	0.0	4.4	0.2	0.0	2.2	1.2	0.0
1	20	90	28447.4	55.5	0.0	18.4	6.0	0.0	4.6	0.0	0.0	2.3	1.3	0.0
2	20	90	27012.9	53.2	0.0	17.4	5.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	1.2	0.0
3	20	90	28488.0	56.5	0.0	18.4	6.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	1.1	0.0
4	20	90	12189.9	18.2	0.0	14.0	3.1	0.0	4.7	1.4	0.0	1.7	1.0	0.0
5	20	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	1.0	0.0
6	20	90	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	1.3	0.0
7	20	90	16447.2	32.3	0.0	40.2	17.2	0.0	9.3	1.7	0.0	7.6	3.1	0.0
8	20	90	81950.5	222.7	0.0	41.9	16.0	0.0	5.5	0.7	0.0	7.0	3.1	0.0
9	20	90	55453.9	109.2	0.0	30.0	6.1	0.0	12.2	2.5	0.0	3.8	1.9	0.0
10	20	90	24208.3	40.3	0.0	17.4	3.8	0.0	5.2	0.6	0.0	2.8	1.4	0.0
11	20	90	30897.7	54.0	0.0	21.8	5.9	0.0	5.2	0.0	0.0	2.4	1.3	0.0
12	20	90	33405.3	66.5	0.0	21.6	6.9	0.0	5.1	0.3	0.0	2.3	1.3	0.0

Eidesstattliche Versicherung | Declaration on Oath

Hiermit erkläre ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Dissertationsschrift selbst verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.

|

I hereby declare upon oath that I have written the present dissertation independently and have not used further resources and aids than those stated.

Hamburg, den 20. August 2022

SANDRA WENDLAND