

Strukturierte Entscheidungsprozesse zur Verbesserung der ökologischen Situation von Gewässern in der Agrarlandschaft

Weiterentwicklung des Aktionsprogramms zur Sanierung oberschwäbischer Seen und Weiher

DBU-AZ 35287-1

Thomas A.M. Kaphegyi¹⁾, Elmar Schlecker²⁾ Christopher Rappold¹⁾ & Ursula Kaphegyi¹⁾

Abschlussbericht, Stand 08.08.2024

- ¹⁾ Landespflege Freiburg-Institut für Naturschutzökologie und Landschaftsmanagement.
Konold, Kaphegyi, Wattendorf & Suchomel GbR
- ²⁾ Koordinierungsstelle des Aktionsprogramms zur Sanierung oberschwäbischer Seen und Weiher. Landratsamt Ravensburg

INHALTSVERZEICHNIS

| | |
|---|-----------|
| 1. EINFÜHRUNG | 1 |
| 2. MODELLPROJEKT: WEITERENTWICKLUNG DES AKTIONSPROGRAMMS ZUR SANIERUNG OBERSCHWÄBISCHER SEEN | 4 |
| 2.1. DAS AKTIONSPROGRAMM ZUR SANIERUNG OBERSCHWÄBISCHER SEEN | 4 |
| 2.1.1. Ziele und Herausforderungen..... | 5 |
| 2.2. DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET | 7 |
| 3. SYSTEMANALYSE – MODELLIERUNG DER STOFFFLÜSSE IM UNTERSUCHUNGSGEBIET .8 | |
| 3.1. ERPROBUNG UNTERSCHIEDLICHER MODELLIERANSÄTZE | 8 |
| 3.1.1. Modellieransatz 1: TauDEM..... | 9 |
| 3.1.2. Modellieransatz 2: Agent-based Modelling (ABM) | 11 |
| 3.1.3. Modellieransatz 3: Soil and Water Assessment Tool (SWAT+) | 12 |
| 4. WASSEREINZUGSGEBIETS-BASIERTE STOFFSTROMANALYSE ZUR KONZEPTION VON MAßNAHMENOPTIONEN UND HANDLUNGSSZENARIEN | 13 |
| 4.1. DATENAUFBEREITUNG FÜR DIE SWAT+-MODELLIERUNG | 16 |
| 4.2. ERSTELLEN EINES NÄHRSTOFF-TRANSPORT-MODELLS | 20 |
| 4.2.1. Abflussprozesse | 22 |
| 4.2.2. Auswahl der Hydrological Response Units (HRUs)..... | 25 |
| 4.2.3. Chronologie der Modellentwicklung | 28 |
| 4.3. PARAMETRISIERUNG DER WASSEREINZUGSBASIERTE STOFFSTROMANALYSE | 30 |
| 4.3.1. Climate | 31 |
| 4.3.2. Basin..... | 31 |
| 4.3.3. Structural..... | 32 |
| 4.3.4. Databases..... | 33 |
| 4.3.5. Initialization Data..... | 33 |
| 4.3.6. Land Use Management | 34 |
| 4.4. SIMULATIONS DURCHFÜHRUNG | 37 |
| 4.4.1. SWAT+ Check..... | 37 |
| 4.5. AUSWERTUNG UND ERGEBNISSE DER SWAT+-SIMULATIONEN | 40 |
| 4.6. KALIBRIERUNG UND VALIDIERUNG | 44 |
| 4.7. IDENTIFIKATION UND VERORTUNG VON HANDLUNGSOPTIONEN | 47 |
| 4.7.1. Handlungsoption Constructed Wetlands..... | 47 |
| 4.7.2. Handlungsoption Controlled Drainage | 62 |
| 4.7.3. Handlungsoption Hecken und Randstreifen | 69 |
| 4.7.4. Zukünftige Handlungsoption Sedimentationsmanagement und Sedimentationsbecken..... | 71 |
| 4.8. SZENARIENBILDUNG | 72 |
| 4.8.1. Vorgehen..... | 72 |
| 4.8.2. Ergebnisse | 73 |
| 5. AUFBAU EINER DATENBANK FÜR DAS AKTIONSPROGRAMM ZU SANIERUNG OBERSCHWÄBISCHER SEEN UND WEIHER | 76 |
| 6. ZUSAMMENFASSUNG | 79 |
| 7. LITERATURVERZEICHNIS | 82 |

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

| | |
|--|----|
| ABBILDUNG 1: SCHEMATISIERTER PROJEKTTABLAUF..... | 4 |
| ABBILDUNG 2: ARBEITSGEBIET DES AKTIONSPROGRAMMS ZUR SANIERUNG OBERSCHWÄBISCHER SEEN..... | 5 |
| ABBILDUNG 3: DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET - DAS WASSEREINZUGSGEBIET DES OBERSEES NAHE DER GEMEINDE KIBLEGG..... | 7 |
| ABBILDUNG 4: RÄUMLICHE AUFLÖSUNG DER TEILEINZUGSGEBIETE UND DES GERINNE-NETZES BEI VERSCHIEDENEN SCHWELLENWERTEN. LINKS: 500 ZELLEN; RECHTS: 1000 ZELLEN (CSDMS TAUDM WORKSHOP 2010, GEÄNDERT)..... | 10 |
| ABBILDUNG 5: ERGEBNISSE DER HYDROLOGISCHEN MODELLIERUNG MIT TAUDM..... | 11 |
| ABBILDUNG 6: VORGEHEN BEI DER WASSEREINZUGSGEBIETS-BASIIERTEN STOFFSTROMANALYSE ZUR KONZEPTION VON MAßNAHMENOPTIONEN UND HANDLUNGSSZENARIEN, TEIL I..... | 14 |
| ABBILDUNG 7: VORGEHEN BEI DER WASSEREINZUGSGEBIETS-BASIIERTEN STOFFSTROMANALYSE ZUR KONZEPTION VON MAßNAHMENOPTIONEN UND HANDLUNGSSZENARIEN, TEIL II..... | 15 |
| ABBILDUNG 8: FEHLENDE BEREICHE IM LANDNUTZUNGS-LAYER DER LUBW (GRAU). DIE FEHLENDEN FLÄCHEN MUSSTEN MANUELL DIGITALISIERT UND KLASSIFIZIERT WERDEN. | 17 |
| ABBILDUNG 9: VERSCHIEDENEN LANDNUTZUNGS- UND LANDBEDECKUNGSFORMEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET NACH KORREKTUR DER LUBW-DATEN..... | 18 |
| ABBILDUNG 10: MANUELL DIGITALISIERTE DRAINAGEGRÄBEN (HELLBLAU) IM BEREICH DES ZUSAMMENFLUSSES VON MOOSBACH UND IMMENRIEDER ACH SÜDLICH DES GRÜNDLENRIEDS | 19 |
| ABBILDUNG 11: HANDLUNGSSCHRITTE BEI DER MODELLIERUNG DES WASSEREINZUGSGEBIETS DES OBERSEES MIT QSWAT+..... | 21 |
| ABBILDUNG 12: CHANNEL-NETZWERK MODELLIERT UNTERSCHIEDLICHEN SCHWELLENWERTEN (SW). A: SW = 0,5 HA; B: SW = 5 HA. | 23 |
| ABBILDUNG 13: AUSWIRKUNGEN DER FESTLEGUNG DES MINDESTWERTS (SCHWELLENWERTS) DER ENTWÄSSERNDEN FLÄCHE BZW. RASTERZAHL FÜR DIE ABBILDUNG VON GERINNEN IN SWAT+. EFFEKTE AUF DIE ANZAHL [A] UND DIE GESAMTLÄNGE DER IM MODELL ABGEBILDETEN GERINNE [B] SOWIE EFFEKTE DES SCHWELLENWERTS AUF DEN VERGLEICH ZWISCHEN MODELL UND DEN IM GEBIET VORHANDENEN FLIEßGEWÄSSERN UND DRAINAGEGRÄBEN: [C]=ANTEIL DER IM GEBIET VORHANDENEN FLIEßGEWÄSSER UND GRÄBEN, DER NICHT IM MODELL ABGEBILDET WIRD, UND [D]=ANTEIL DER IM MODELL ABGEBILDETEN GERINNE, DIE NICHT ALS FLIEßGEWÄSSER ODER DRAINAGEGRÄBEN IM GEBIET SICHTBAR SIND (VERGLEICHEN WIRD DIE GESAMTLÄNGE DER IM MODELL DARGESTELLTEN GERINNE VS. GESAMTLÄNGE DER IM GEBIET VORHANDENEN GEWÄSSER JEWEILS FÜR DEN ZUGRUNDE GELEGTE SCHWELLENWERT). | 24 |
| ABBILDUNG 14: ABFLÜSSE IN DEN 24 TEILEINZUGSGEBIETEN (SUBBASIN) INNERHALB DES GESAMTEINZUGSGEBIETS DES OBERSEES, GEMEINDE KIBLEGG I.A., MODELLIERT MIT ZWEI UNTERSCHIEDLICHEN SCHWELLENWERTEN ZUR ABBILDUNG DER GERINNEDEICHTE. | 25 |
| ABBILDUNG 15: EXEMPLARISCHE DARSTELLUNG EINER HYDROLOGICAL RESPONSE UNIT (HRU Nr.183, GELB) IM BEREICH DES ABLAUFES DES HOLZMÜHLEWEIHERS, GEMEINDE KIBLEGG IM ALLGÄU. SÄMTLICHE RASTERZELLEN DIESER HRUS WEISEN DIE EIGENSCHAFTENKOMBINATION VON LANDNUTZUNG WALD (LULC) AUF DER BODENART ANMOORGLAY (BODEN) UND EINER HANGNEIGUNG ZWISCHEN 2 UND 8% AUF..... | 26 |
| ABBILDUNG 16: VERGLEICH DER DURCHSCHNITTLICHEN NITRAT-STICKSTOFF- (LINKS) UND GESAMTPHOSPHOR-AUSTRÄGE (RECHTS) FÜR UNTERSCHIEDLICHE HRU-AUSWAHL-METHODEN. BEWIRTSCHAFTUNGS-SZENARIOS: (A) KEINE DÜNGUNG, DRAINAGE ODER MAHD; (B) DÜNGUNG VON INTENSIVGRÜNLAND UND MAISFLÄCHEN; (D) DÜNGUNG WIE (B), DRAINAGE VON GRÜNLAND NUR AUF FLÄCHEN MIT HANGNEIGUNG <2% | 27 |
| ABBILDUNG 17: STARTSEITE DES SWAT+ EDITORS NACH ERFOLGREICHEM IMPORT DES WASSEREINZUGSMODELLS AUS QSWAT+..... | 30 |
| ABBILDUNG 18: SWAT+ EDITOR. LINKSSEITIG BESTEHEN 13 ÜBERGEORDNETE BEREICHE, IN DENEN EINSTELLUNGEN AM MODELL VORGENOMMEN WERDEN KÖNNEN..... | 31 |
| ABBILDUNG 19: DRAINAGE-PARAMETRISIERUNG IM SWAT+ EDITOR..... | 32 |
| ABBILDUNG 20: PARAMETRISIERUNG VON VEGETATIVE FILTER STRIPS (RANDSTREIFEN) IM SWAT+ EDITOR | 33 |
| ABBILDUNG 21: SWAT+ EDITOR MANAGEMENT SCHEDULE FÜR DIE LANDNUTZUNGSKLASSE INTENSIVGRÜNLAND | 35 |
| ABBILDUNG 22: DAS UNTERMENÜ "LAND USE MANAGEMENT" IM SWAT+ EDITOR. HIER LAUFEN DIE VORANGEGANGENEN PARAMETRISIERUNGEN FÜR DIE SWAT+-LANDNUTZUNGSKLASSEN EINES MODELLS ZUSAMMEN. NEBEN DEN PFLANZENGESELLSCHAFTEN (PLANT COMM.) KÖNNEN BEWIRTSCHAFTUNGSABLAUFE (MANAGEMENT SCH.) UND WEITERE MAßNAHMEN WIE UNTERIRDISCHE DRAINAGEN (TILE DRAIN) ODER RANDSTREIFEN (FILTER STRIPS) ZUGEORDNET WERDEN, ABER AUCH VARIABLEN, DIE DAS OBERFLÄCHLICHE ABFLUSSGESCHEHEN AUF DEN JEWEILIGEN FLÄCHEN MAßGEBLICH MITBESTIMMEN, WIE DIE CURVE NUMBER (CN2) ODER DER MANNING'SCHE RAUHIGKEITSKOEFFIZIENT (MANNING'S N), ANGEPAßT WERDEN. | 36 |
| ABBILDUNG 23: STARTSEITE DES TOOLS SWAT+ CHECK IM SWAT+ EDITOR..... | 37 |
| ABBILDUNG 24: DARSTELLUNG DES WASSERKREISLAUFES EINES UNSERER MODELLE IM TOOL SWAT+ CHECK | 38 |

| | |
|--|----|
| ABBILDUNG 25: ABSCHNITT PLANT GROWTH DES TOOLS SWAT+ CHECK | 38 |
| ABBILDUNG 26: BEREICH LAND USE SUMMARY IM TOOL SWAT+ CHECK. HIER SIND ZAHLREICHE KENNWERTE FÜR DIE JEWEILIGEN LANDNUTZUNGEN UND LANDBEDECKUNGEN DES MODELLS AUFGEFÜHRT, WIE Z.B. DER DURCHSCHNITTLICH GENERIERTE OBERFLÄCHENABFLUSS (SURQ, IN MM/HA) ODER AUSGEWASCHENE SEDIMENTE (SED, IN T/HA), ABER AUCH DER ERNTEERTRAG AUF LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN FLÄCHEN (YLD, IN T/HA) | 39 |
| ABBILDUNG 27: DIAGRAMM DES VERLAUFS DER GRÜNLAND-BIOMASSE (BLAU, KG/HA) UND DES MAHDERTRAGS (GRÜN, KG/HA) AUF DEM HRU 703 IM MODELL MAßNAHMENKATALOGV1, SIMULATIONSZEITRAUM 01.01.2014 BIS ZUM 31.12.2023 | 40 |
| ABBILDUNG 28: DURCHSCHNITTLICHE TÄGLICHE STOFFFRACHTEN (NITRAT-N) IN DEN HAUPTGERINNEN DES UNTERSUCHUNGSRUAMS BASIEREND AUF EINER SWAT+-SIMULATION DES MODELLS MAßNAHMENKATALOGV1. | 42 |
| ABBILDUNG 29: RELATIVER (NITRATSTICKSTOFFSPENDE, BLAU) UND ABSOLUTER NITRATSTICKSTOFFAUSTRAG (GRAUE BALKEN) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET BASIEREND AUF DEN SWAT+-SIMULATIONSERGEBNISSEN. | 42 |
| ABBILDUNG 30: LAGE DER BEPROBUNGSPUNKTE IM UNTERSUCHUNGSGEBIET | 45 |
| ABBILDUNG 31: GEMESSENE (BEPROBUNG) UND MODELLIERTE ABFLUSSWERTE (SWAT+) IM VERGLEICH. MWU: W = 3014, P- = 0,2557 | 46 |
| ABBILDUNG 32: ÜBERSICHT MÖGLICHER STANDORTE FÜR KÜNSTLICHE FEUCHTGEBIETE IM EINZUGSGEBIET DES OBERSEES..... | 48 |
| ABBILDUNG 33: LAGE UND VERLAUF DES GELÄNDEQUERSCHNITTS AM STANDORT CW01..... | 49 |
| ABBILDUNG 34: BEISPIELHAFTER QUERSCHNITT DURCH DAS HÖHENMODELL AM STAUPUNKT VON CW01. ROT KENNZEICHNET DEN VERLAUF DES ORIGINALEN DHM, BLAU DEN VERLAUF NACH EINTIEFUNG DER FLIEßGEWÄSSER- UND DRAINAGEGRÄBEN. X-ACHSE = BREITE IN M, Y-ACHSE = MNHN | 49 |
| ABBILDUNG 35: EINWIRKUNGSBEREICHE AM STANDORT CW01 | 51 |
| ABBILDUNG 36: LAGE UND VERLAUF DES GELÄNDEQUERSCHNITTS AM STANDORT CW02..... | 52 |
| ABBILDUNG 37: QUERSCHNITT DURCH DAS HÖHENMODELL AM STAUPUNKT VON CW02. X-ACHSE = BREITE IN M, Y-ACHSE = MNHN | 52 |
| ABBILDUNG 38: EINWIRKUNGSBEREICHE AM STANDORT CW02 | 53 |
| ABBILDUNG 39: LAGE UND VERLAUF DES GELÄNDEQUERSCHNITTS AM STANDORT CW03..... | 54 |
| ABBILDUNG 40: QUERSCHNITT DURCH DAS HÖHENMODELL AM STAUPUNKT VON CW03 VON SÜDEN IN NÖRDLICHER RICHTUNG. X- ACHSE = BREITE IN M, Y-ACHSE = MNHN | 54 |
| ABBILDUNG 41: EINWIRKUNGSBEREICHE AM STANDORT CW03 | 55 |
| ABBILDUNG 42: LAGE UND VERLAUF DES GELÄNDEQUERSCHNITTS AM STANDORT CW04..... | 55 |
| ABBILDUNG 43: QUERSCHNITT DURCH DAS HÖHENMODELL AM STAUPUNKT VON CW04 ORTHOGONAL ZUM GEWÄSSERVERLAUF AUS NORDWESTLICHER RICHTUNG. X-ACHSE = BREITE IN M, Y-ACHSE = MNHN | 56 |
| ABBILDUNG 44: EINWIRKUNGSBEREICHE AM STANDORT CW04 | 56 |
| ABBILDUNG 45: LAGE UND VERLAUF DES GELÄNDEQUERSCHNITTS AM STANDORT CW05..... | 57 |
| ABBILDUNG 46: QUERSCHNITT DURCH DAS HÖHENMODELL EINIGE METER WESTLICH DES STAUPUNKTS CW05 ORTHOGONAL ZUM GEWÄSSER-VERLAUF VON SÜD NACH NORD. X-ACHSE = BREITE IN M, Y-ACHSE = MNHN | 57 |
| ABBILDUNG 47: LAGE UND VERLAUF DES GELÄNDEQUERSCHNITTS AM STANDORT CW06..... | 58 |
| ABBILDUNG 48: QUERSCHNITT DURCH DAS HÖHENMODELL EINIGE METER ÖSTLICH DES STAUPUNKTS CW06 ORTHOGONAL ZUM GEWÄSSERVERLAUF VON NORDEN NACH SÜDEN. X-ACHSE = BREITE IN M, Y-ACHSE = MNHN..... | 58 |
| ABBILDUNG 49: EINWIRKUNGSBEREICHE AN DEN STANDORTEN CW05 UND CW06 | 59 |
| ABBILDUNG 50: STAUPUNKTE FÜR POTENZIELLE STANDORTE MIT KONTROLLIERTER DRAINAGE | 63 |
| ABBILDUNG 51: EINWIRKUNGSBEREICH AM STANDORT CD01 | 64 |
| ABBILDUNG 52: EINWIRKUNGSBEREICH AM STANDORT CD02 | 65 |
| ABBILDUNG 53: EINWIRKUNGSBEREICH AM STANDORT CD03 | 66 |
| ABBILDUNG 54: EINWIRKUNGSBEREICH AM STANDORT CD04 | 67 |
| ABBILDUNG 55: EINWIRKUNGSBEREICH AM STANDORT CD05 | 67 |
| ABBILDUNG 56: EINWIRKUNGSBEREICH AM STANDORT CD06 | 68 |
| ABBILDUNG 57: PRINZIP DER SWAT+-PARAMETRISIERUNG DER FLÄCHENANTEILE VON VEGETATION FILTER STRIPES AN DEN AUENBEREICHEN. SECTION 1: ENTWÄSSERUNG ÜBER UFERBEREICHE OHNE FILTER STRIPES; SECTION 2: ENTWÄSSERUNG ÜBER UFERBEREICHE, DIE MIT VEGETATION FILTER STRIPES AUSGESTATTET SIND. | 69 |
| ABBILDUNG 58: ÄNDERUNG IN DEN NÄHRSTOFFFRACHTEN IN DEN BEIDEN HAUPTZULÄUFEN DES OBERSEES DURCH DIE SWAT+- SIMULATION VON VFS AUF ALLEN GRÜNLANDFLÄCHEN..... | 70 |

| | |
|--|----|
| ABBILDUNG 59: REDUKTION DER ABFLUSSMENGE SOWIE RELEVANTER NÄHRSTOFFFORMEN IM NÖRDLICHEN ZULAUF DES OBERSEES BEI UNTERSCHIEDLICHEN SZENARIEN. DIE REDUKTION BEZIEHT SICH JEWEILS AUF DIE SWAT+-SIMULATIONSERGEBNISSE OHNE BERÜCKSICHTIGUNG VON MAßNAHMEN..... | 74 |
| ABBILDUNG 60: NÄHRSTOFFREDUKTION DURCH UNTERSCHIEDLICHE SZENARIEN IM VERGLEICH ZUM BESTEHENDEN ZUSTAND OHNE MAßNAHMEN..... | 75 |
| ABBILDUNG 61: ÜBERBLICK ÜBER DIE DATENBANKSTRUKTUR..... | 78 |

TABELLENVERZEICHNIS

| | |
|---|----|
| TABELLE 1: WEITERENTWICKLUNG VON SWAT+ UND ÄNDERUNG DER VERWENDETEN VERSIONEN SEIT START DER SWAT+ MODELLIERUNGEN (FEB. '22) BIS ZUM AKTUELLEN STAND DER MODELLIERUNGEN (DEZ. '23) | 13 |
| TABELLE 2: WICHTIGE ÜBERARBEITUNGEN AN DEN FÜR DIE MODELLIERUNG VERWENDETEN FLIEßGEWÄSSERDATEN. | 19 |
| TABELLE 3: AUSWIRKUNGEN DES CHANNEL-SCHWELLENWERTS AUF DEN UMFANG DES CHANNEL-NETZWERKS..... | 22 |
| TABELLE 4: VERGLEICH DER ABDECKUNG DES FLIEßGEWÄSSER-LAYERS DURCH DAS BERECHNETE CHANNEL-NETZWERK FÜR VERSCHIEDENE CHANNEL-SCHWELLENWERTE. DIE FLIEßGEWÄSSER-GESAMTSTRECKE BETRÄGT 84,3 KM. | 24 |
| TABELLE 5: 15 DER 35 MODELLE, DIE IM RAHMEN DER ERPROBUNG UND WEITERENTWICKLUNG DER WASSEREINZUGSGEBIETSMODELLIERUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS MIT SWAT+ ERSTELLT UND SIMULIERT WURDEN. ADDEDRAINDITCHESV1 BILDET DABEI DAS ERSTE UND SOMIT ÄLTESTE MODELL, MASSNAHMENKATALOGV1 IST DAGEGEN DAS FINALE MODELL, AUF DESSEN ERGEBNISSE U. A. DIE SPÄTERE SZENARIENBILDUNG BASIERT. | 29 |
| TABELLE 6: ANTEILE FEHLENDER TAGESWERTE FÜR DIE KLIMADATEN ÜBER DEN ZEITRAUM VOM 01.01.2008 BIS ZUM 31.12.2023 AN DEN WETTERSTATIONEN KONSTANZ UND LEUTKIRCH (N _{GESAMT} = 5844 TAGE) | 31 |
| TABELLE 7: RELATIVE UND ABSOLUTE NÄHRSTOFFFRACHTEN IN DEN EINZELNEN TEILEINZUGSGEBIETEN (NA = TEZG OHNE CHANNELAUSBILDUNG). MODELL MAßNAHMENKATALOGV1, MIT SIMULIERTER DRAINAGE, ZEITRAUM VOM 01.01.2013 BIS 31.12.2022..... | 43 |
| TABELLE 8: BEPROBUNGSZEITPUNKTE DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS | 44 |
| TABELLE 9: KENNWERTE FÜR DEN STANDORT CW01 | 50 |
| TABELLE 10: KENNWERTE FÜR DEN STANDORT CW02 | 52 |
| TABELLE 11: KENNWERTE FÜR DEN STANDORT CW03..... | 54 |
| TABELLE 12: KENNWERTE FÜR DEN STANDORT CW04..... | 56 |
| TABELLE 13: KENNWERTE FÜR DEN STANDORT CW05..... | 58 |
| TABELLE 14: KENNWERTE FÜR DEN STANDORT CW06..... | 58 |
| TABELLE 15: KENNWERTE POTENZIELLER CW-STANDORTE | 60 |
| TABELLE 16: KENNWERTE FÜR DIE UNTERSUCHTEN POTENZIELLEN STANDORTE FÜR KONTROLLIERTE DRAINAGE-MAßNAHMEN..... | 69 |
| TABELLE 17: VERGLEICH DER NÄHRSTOFFFRACHTEN IM ZULAUF DES OBERSEES (IMMENRIEDER ACH) MIT UND OHNE SIMULIERTER VFS | 70 |
| TABELLE 18: VERGLEICH DER NÄHRSTOFFFRACHTEN IM ZULAUF DES OBERSEES (KREBSBACH) MIT UND OHNE SIMULIERTER VFS | 70 |
| TABELLE 19: DIE IM PYTHON-SCRIPT ANGEWENDETEN REDUKTIONSFAKTOREN FÜR DIE EINZELNEN HANDLUNGSOPTIONEN | 73 |
| TABELLE 20: VERGLEICH DER REDUKTIONSWIRKUNG FÜR AUSGEWÄHLTE SZENARIEN IM MÜNDUNGS-CHANNEL DER IMMENRIEDER ACH IN DEN OBERSEE IM VERHÄLTNIS ZU DEN SWAT+-SIMULATIONSERGEBNISSEN OHNE UMGESETZTE MAßNAHMEN (SZENARIO- INDEX 0)..... | 73 |

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

| | |
|--------------------|--|
| CD | Controlled Drainage (Kontrollierte Drainage) |
| CDC | Klimadatencenter des Deutschen Wetterdiensts |
| CN2 | Curve Number |
| CSA | Critical Source Area |
| CW | Constructed Wetland (Künstliches Feuchtgebiet) |
| DAP | Diammonium-Phosphat |
| DBU | Deutsche Bundesstiftung Umwelt |
| DGM | Digitales Geländemodell |
| DHM | Digitales Höhenmodell |
| DT | Decision Tables |
| DWD | Deutscher Wetterdienst |
| GDAL | Geospatial Data Abstraction Library |
| HC | Hard Calibration |
| HRU | Hydrological Response Unit |
| KE | Kartiereinheit |
| LAWA | Länderarbeitsgemeinschaft Wasser |
| LAZBW | Landwirtschaftliche Zentrums Baden-Württemberg |
| LGL BW | Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg |
| LPR | Landschaftspflegerichtlinie |
| LSU | Landscape Unit |
| LUBW | Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg |
| LULC | Land Use and Land Cover |
| mNHN | Meter über Normalhöhennull |
| NO ₃ -N | Nitrat-Stickstoff |
| OT | Output Table |
| P | Phosphor |
| SC | Soft Calibration |
| SoS | Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen |
| SWAT | Soil and Water Assessment Tool |
| TEZG | Teileinzugsgebiet |
| TP | Gesamt-Phosphor |
| VFS | Vegetative Filter Strip |
| WRRL | Wasserrahmenrichtlinie |

1. Einführung

Gewässer und Feuchtgebiete sind ein wichtiger Bestandteil natürlicher Ökosysteme und sind Lebensraum einer Vielzahl von Organismen. Darüber hinaus erfüllen sie zahlreiche wichtige Funktionen zum Beispiel als Hochwasserpuffer, Wasserspeicher, aber auch als Erholungsräume für Menschen. In Europa sind die allermeisten Gewässerlebensräume inzwischen durch eine jahrhundertelange menschliche Nutzung stark überprägt und in ihren natürlichen Funktionen massiv eingeschränkt (Everard & Powell, 2002). Seit Jahrzehnten werden erhebliche Anstrengungen unternommen, um die ökologische Situation in Fließgewässern und Feuchtgebieten zu verbessern. Allerdings zeigen nur wenige der durchgeführten Maßnahmen eine nachhaltige Wirkung. Beispielsweise sind die Zielsetzungen der WRRL bei Weitem noch nicht erreicht (Umweltbundesamt, 2022). In Deutschland ist der Großteil der Gewässer und Feuchtgebiete Teil der Agrarlandschaft. Hier ergeben sich wesentliche Beeinträchtigungen durch erhöhte Nährstoffeinträge und aus Eingriffen in die Gewässerstruktur. Zudem reichen die landwirtschaftlichen Nutzflächen bis unmittelbar an die Gewässer. Auen als essentiellen Bestandteile von Fließgewässerlebensräumen sind in den allermeisten Fällen nicht mehr vorhanden (Eder et al., 2022). Der Einfluss der Landwirtschaft auf die Biodiversität der aquatischen und anschließenden terrestrischen Lebensräume ist gravierend (Europäischer Rechnungshof, 2020; Hass et al., 2018; Maxwell et al., 2016). Diese Verluste können allein durch die Einrichtung von Schutzgebieten nicht aufgefangen werden (Hallmann et al., 2017). Zudem nimmt der Flächendruck durch die Landwirtschaft weiter zu (Kaphegyi et al., 2015). Diese bestehende Flächenkonkurrenz zwischen Agrarindustrie und Naturschutz erschwert bis verhindert die Ausweitung von Extensivierungsbereichen in Gewässernähe oder die Renaturierung von Gewässerläufen. Renaturierung von Flussläufen und Extensivierung von Fließgewässern stehen somit den Anforderungen der landwirtschaftlichen Nutzung entgegen.

Die Erfahrungen zeigen also, dass die bisherigen Bestrebungen nicht ausreichen, um eine nachhaltige Verbesserung des ökologischen Zustands der Fließgewässer und Seen in der Agrarlandschaft sicherzustellen. Gerade im Zuge des Klimawandels kann das richtige Management von Gewässerlandschaften einen positiven Beitrag zur Ökosystemerhaltung und einer Sicherung der Wasserversorgung leisten (Allan, 2004; Griscom et al., 2017; Normile, 2019). Dementsprechend sind aufgrund der weiteren Intensivierung der Landwirtschaft sowie den zu erwartenden Klimawandelfolgen strategische und methodische Anpassungen im Natur- und Gewässerschutz unvermeidbar. Obwohl den Akteuren im Natur- und Gewässerschutz eine umfangreiche Basis aus Untersuchungsergebnissen und wissenschaftlichen Erkenntnissen sowie eine Vielzahl an Analyse-, Management- und Renaturierungsmethoden zur Verfügung stehen, verläuft die tatsächliche Umsetzung entsprechender Naturschutzmaßnahmen nicht schnell genug, beziehungsweise nicht in ausreichendem Maße, um die gesetzten Ziele zu erreichen oder sogar eine Verbesserung in den intensiv genutzten Kulturlandschaften herbeizuführen. Dieses als „*Implementation Crisis*“ bekannte Phänomen ist bereits seit Jahrzehnten Gegenstand der internationalen Forschung (Lawton, 1996). Als eine wesentliche Ursache für das geringe Ausmaß wirkungsvoller Umsetzungen von Maßnahmen im Gewässer- und Naturschutz wird die insgesamt zu geringe Einbeziehung vorhandener Wissensgrundlagen im Zuge von Entscheidungsfindungen identifiziert (Brooks et al., 2016). Dies betrifft sowohl übergeordnete Konzeptionen (sofern diese überhaupt erstellt werden) als auch die Planungsprozesse für Maßnahmen auf der unmittelbaren Anwendungsebene (Allan, 2004; Falkenmark, 2003; Folke, 2003; O’Driscoll et al., 2014; Stewart-Koster et al., 2009; Zhang et al., 2014).

Verbesserungsbedarf im konkreten Zusammenhang mit dem Wassereinzugsgebietsmanagement in Agrarlandschaften besteht sowohl bei den Formen der Informationsbeschaffung als auch bei der Wissensaufarbeitung und -bereitstellung für die Entscheider. Vor allem werden Problemidentifizierung und Lösungssuche sehr häufig isoliert nach Fachgebieten vorgenommen und beruhen noch immer in

großen Teilen auf monokausalen Betrachtungen. Die Folge sind reduzierte Wirksamkeit der Maßnahmen und vor allem auch sich weiter verfestigende Zielkonflikte.

In diesem Zusammenhang erweisen sich „Evidenzbasierte Entscheidungshilfesysteme“ als wirksame Werkzeuge, die sich u.a. im angewandten Natur- und Gewässerschutz zunehmend etablieren (Dicks et al., 2013). Diese Systeme dienen dazu, das für fundierte Entscheidungen notwendige Wissen umfänglich und systematisch zusammenzuführen und für die Entscheider nutzbar bereitzustellen (Dicks et al., 2013; Guntenspergen, 2014). Die Entwicklung und Anwendung von solchen Entscheidungshilfesystemen im Natur- und Gewässerschutz erfordert also die umfangreiche Aufbereitung verfügbarer Informationen über mehrere Fachbereiche hinweg (Inter- und Transdisziplinarität). Diese sollte dabei immer eine ganzheitliche Betrachtung des zu untersuchenden Landschaftsraums beinhalten, um fundierte Entscheidungen treffen zu können. Idealerweise sollen die Systeme dem Entscheider möglichst konkrete Aufwand-Nutzen Bewertungen hinsichtlich verschiedener Maßnahmen-Szenarien erlauben (Rosa-Schleich et al., 2019). Dabei gilt es jedoch unbedingt, jeweils die spezifischen, regionalen Bedingungen zu berücksichtigen. In Westeuropa besteht beispielsweise starker Flächendruck auf Ökosysteme, allerdings sind umfangreiche Datensätze vorhanden und häufig verfügen die betroffenen Regionen über ausreichende Ressourcen und finanzielle Mittel. Geeignete Gebiete westeuropäische Kulturlandschaften können damit als Modellprojekte dienen, um Lösungen für den Erhalt von Ökosystemen und deren Funktionen zu entwickeln.

Wie für die meisten Regionen Westeuropas wird auch in Deutschland ein wirkungsvoller Gewässerschutz in der Agrarlandschaft immer wichtiger. Hierfür notwendig sind strukturierte Vorgehensweisen, die einerseits die Entscheider mittels konkreter und räumlich höher aufgelöster Analysen unterstützen, darauf aufbauend Handlungsalternativen anbieten und zudem den gesamten Prozess von der Entscheidungsfindung bis schlussendlich zur räumlich expliziten Umsetzung unter Einbindung aller relevanter Akteure fördern. Die internationale Forschung liefert dabei wichtige Ansätze für Weiterentwicklungen von Naturschutzstrategien in dichtbesiedelten Räumen Westeuropas:

1. Naturschutzkonzepte müssen verstärkt evidenzbasiert ausgerichtet werden. Vorhandenes Fach- und Methodenwissen kann viel intensiver als bislang inter- und intradisziplinär eingesetzt werden.
2. Handlungskonzepte sind wenig effizient, wenn sie eindimensional als Entwicklungspläne oder –leitfäden ausgerichtet werden. Wichtig ist vielmehr, die Vorgehensweisen als adaptives System dauerhaft zu implementieren, dass den Akteuren Nachjustierungen und Reaktionen auf sich ändernde Rahmenbedingungen ermöglichen.
3. Der Fokus von Naturschutzkonzepten muss stärker auf die Ebene von Ökosystemen ausgerichtet werden und sich an der Skalierung von Landschaftsräumen orientieren. Nur dann ist es möglich, ökologische Wirkungspotenziale wie z.B. Resilienz mit sozio-ökonomischen Potenzialen z.B. der Regionalentwicklung synergetisch zu verflechten.
4. Ein wesentlicher Ansatz für die Weiterentwicklung des Naturschutzes in Westeuropäischen Kulturlandschaften ist das Einbeziehen fundierter Prognosen zu den Auswirkungen von Maßnahmen als Grundlage der Entscheidungsprozesse. Nur so lassen sich einerseits die Maßnahmeneffizienz und andererseits Akzeptanz gegenüber und Motivation für Maßnahmen maßgeblich erhöhen.

In diesem Vorhaben soll daher die Entwicklung und Anwendung eines evidenzbasierten Entscheidungshilfesystems unter Berücksichtigung der oben aufgeführten Konzepte umgesetzt werden. Als Modellregion wurde hierfür die Region Oberschwaben ausgewählt. Oberschwaben

beherbergt eine Vielzahl an Seen, Weiher und Mooren. Die Ökologie dieser Stillgewässer, Feuchtgebiete und Moore wird vor allem durch Nährstoffeinträge, die im Wesentlichen aus der Landwirtschaft stammen, massiv gefährdet. Seit rund 30 Jahren arbeitet dort das Programm zur Sanierung oberschwäbischer Seen (SoS) an der Verbesserung der Situation der Stillgewässer in der Region. Bislang konnte eine Reduktion der Nährstoffeinträge durch Maßnahmen wie beispielsweise Düngeberatung an einer Vielzahl von Seen und Weiher reduziert werden. Weitergehende Verbesserungen der ökologischen Situation der Gewässer sehen sich jedoch zunehmend mit erheblichen Hindernissen konfrontiert. Maßnahmen z.B. zur Re-Dynamisierung von Zuflüssen der Weiher und Seen und zur Förderung der Ufervegetation der Stillgewässer erfordern entsprechende Anteile der landwirtschaftlichen Produktionsflächen. Dementsprechend stellt die zunehmende Flächenverknappung in der Landwirtschaft eine zentrale Herausforderung für Naturschutz- und Landnutzung in Kulturlandschaften dar. Somit sind wiederum die wesentlichen Hindernisse, die einem Ausgleich der Anforderungen des Gewässerschutzes mit der Landnutzung entgegenstehen, weniger auf Wissensdefizite im ökologischen Bereich oder auf fehlende technische Mittel zurückzuführen.

Vor diesem Hintergrund der zunehmenden Flächenverknappung zielt dieses Projekt darauf ab, die Auswahl und räumliche Verortung von Maßnahmen zu optimieren, um eine größtmögliche Wirksamkeit zu erzielen. Mithilfe von ökologischen Modellierungen auf Einzugsgebietsebene, die eine ganzheitliche Berücksichtigung des Untersuchungsgebiets erlauben, werden möglichst gesicherte Prognosen hinsichtlich der ökologischen und sozio-ökonomischen Wirksamkeit verschiedener Maßnahmen getroffen. Eine Anforderung an das Vorhaben besteht darin, die Modellierungen auf der Basis verfügbarer Daten durchzuführen. Damit soll sichergestellt werden, dass die Arbeitsschritte seitens der zuständigen Behörden und Entscheider als systematisches Entscheidungshilfesystem angewendet werden können. Diese Modellierung ermöglicht anschließend das Schnüren von Maßnahmenbündeln, sogenannten Szenarien. Die Möglichkeit, evidenzbasiert zwischen verschiedenen unmittelbar auf die aktuelle Situation angepasste Handlungsoptionen und Wirkszenarien zu entscheiden, stellt eine signifikante Weiterentwicklung des bisherigen Vorgehens, bei dem erwünschte Maßnahmen entsprechend eines „Maßnahmenkatalogs“ (förderfähige Maßnahmen) – unabhängig von ihrer Wirksamkeit – gefördert werden können, dar und lässt eine höhere Effizienz und dadurch einen effektiveren Ressourceneinsatz erwarten. Räumlich explizite Maßnahmen Szenarien, die eine Kosten-Nutzen Abwägung erlauben, können zudem maßgeblich zur Planungssicherheit beitragen und die Akzeptanz der betroffenen Landnutzern sowie Entscheidern erhöhen. Ziel unseres Vorhabens ist somit die nachhaltige Verbesserung der ökologischen Situation von Gewässern und deren Einzugsbieten in Oberschwaben. Durch eine Analyse der Stoffflüsse auf Landschaftsebene sollen neuralgische Punkte in Wassereinzugsgebieten identifiziert werden, an denen gezielt eingesetzte Maßnahmen eine besonders hohe Wirksamkeit entfalten und somit die Nährstofffrachten effizient reduzieren können. Die Kombination ausgewählter Maßnahmentypen an den neuralgischen Punkten liefert entsprechende Maßnahmen Szenarien. Eine quantitative und qualitative Analyse ermöglicht einen Vergleich der einzelnen Szenarien hinsichtlich ihrer potenziellen Wirksamkeit. Daraus resultiert ein evidenzbasiertes Entscheidungshilfesystem, welches vorhandene Daten und interdisziplinäres Wissen zusammengeführt, analysiert und für die Entscheider verständlich aufbereitet. So kann der "Implementation Gap" überbrückt und die Basis für eine praktische Umsetzung der in diesem Projekt identifizierten Maßnahmen geschaffen werden (Abbildung 1).

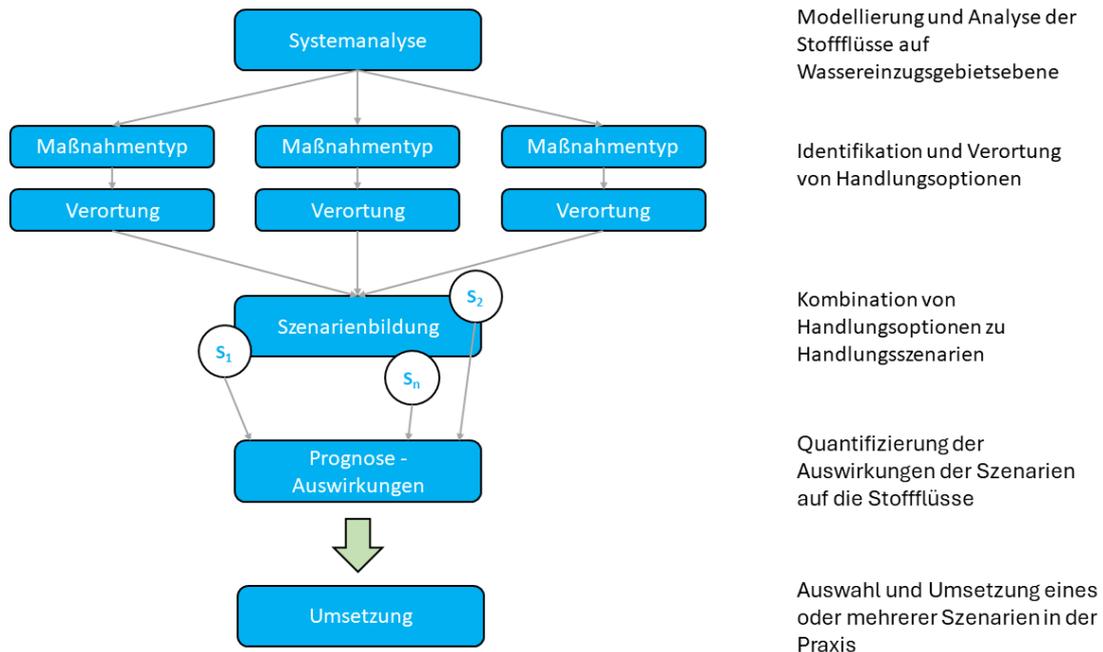


Abbildung 1: Schematisierter Projektablauf

2. Modellprojekt: Weiterentwicklung des Aktionsprogramms zur Sanierung oberschwäbischer Seen

Wie zuvor dargelegt sind aufgrund der immer komplexer werdenden Rahmenbedingung der Landnutzung und damit verbundener Zielkonflikte zwischen Naturschutz und Naturnutzung entsprechende Anpassungen des Gewässerschutzes in den Agrarlandschaften notwendig. Dieses Projekt dient der Weiterentwicklung und Anpassungen des Aktionsprogramms zur Sanierung oberschwäbischer Seen, das seit über 30 Jahren in der Region Oberschwaben zahlreiche Seen und Weiher betreut. Ziel ist es den ökologischen Zustand dieser Seen und Weiher zu verbessern, die Verlandung zu verlangsamen und den Erholungs- und Freizeitwert zu erhöhen.

2.1. Das Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen

Die Landschaft Oberschwabens ist geprägt durch ihre Seen, Weiher, Torf- und Baggerseen. Der überwiegende Anteil der Seen in der Region geht auf Gletschertätigkeit in der Würmeiszeit vor circa 12.000 Jahren zurück. Die oberschwäbischen Weiher wurden vor allem im Hoch- und Spätmittelalter (1000 – 1500 n. Chr.) von Klöstern und Adelshäusern mittels Aufstau von Bachläufen zur Fischzucht angelegt. Das SoS arbeitet in den oberschwäbischen Landkreisen Biberach, Bodenseekreis, Ravensburg und Sigmaringen (Abbildung 2). In diesen vier Landkreisen existieren heute ca. 2300 Stillgewässer, was mehr als der Hälfte der in Baden-Württemberg vorkommenden stehenden Wasserflächen entspricht.

Baden-Württemberg



Abbildung 2: Arbeitsgebiet des Aktionsprogramms zur Sanierung oberschwäbischer Seen

Besonders ab den 1950er Jahren wurden diese Gewässer durch Stoffeinträge (Pflanzennährstoffe und Sedimente) belastet und immer nährstoffreicher. Folglich kam es zu übermäßigem Algen- und Wasserpflanzenwachstum, Abnahme der Artenvielfalt, unvorteilhafter Zusammensetzung der Fischbestände, in einigen Fällen zu Fischsterben, mächtigeren Faulschlammauflagen und beschleunigter Verlandung.

Im Jahr 1989 wurde daher auf Initiative des Regionalverbands Bodensee-Oberschwaben das Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen gegründet. Finanziert und getragen wird das Seenprogramm vom Land Baden-Württemberg (vertreten durch das Regierungspräsidium Tübingen), den vier Landkreisen und 47 beteiligten Städten und Gemeinden.

2.1.1. Ziele und Herausforderungen

Anfangs wurden 33 ausgewählte Gewässer und deren hydrologische Einzugsgebiete betreut. Derzeit befinden sich 96 Seen und Weiher aus den Landkreisen Biberach, Bodenseekreis, Ravensburg und Sigmaringen im Aktionsprogramm. Das Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen zielt darauf ab, die Stoffeinträge der Gewässer durch geeignete Maßnahmen in den hydrologischen Einzugsgebieten zu verringern, um die Ursachen der Eutrophierung und Verlandung zu beheben. Somit können die Seen und Weiher in nährstoffärmere und demnach ökologischere Zustände gebracht werden. Dabei steht die Beseitigung der Ursachen (Sanierung) vor der Symptombehandlung (Restaurierung) im Fokus. Die spezifischen Sanierungskonzepte werden auf Basis limnologischer Untersuchungen entwickelt und so weit wie möglich zusammen mit den Beteiligten umgesetzt.

Der bisherige Verlauf des Programms zur Sanierung Oberschwäbischer Seen zeigt, dass der ökologische Zustand von Gewässer in der Kultur- bzw. Agrarlandschaft durch entsprechende Maßnahmen grundsätzlich erheblich verbessert werden kann. So konnten punktuelle Nährstoffquellen insgesamt deutlich reduziert werden. Auch die diffusen Nährstoffeinträge konnten an verschiedenen Gewässern unter anderem durch Beratung zu Vorgehensweisen bei der Düngung sowie Extensivierung von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Gewässernähe in reduziert werden. Gleichzeitig zeigt sich jedoch, dass sich weitere ökologische Verbesserungen der aquatischen Lebensräume nur durch eine dauerhafte und nachhaltige Reduktion der Nährstoffeinträge aus der

Landwirtschaft erreichen lassen. Diese möglichen Verbesserungen werden allerdings durch mehrere Faktoren limitiert:

Das Ausmaß, mit dem Nährstoffe aus der Agrarlandschaft ausgetragen werden, hängt von mehreren unterschiedlichen Variablen wie beispielsweise ausgebrachter Düngermenge und -form, Aufnahmekapazität der Pflanzen, Bewirtschaftungsweise, Erosionsgefährdung und Landschaftsbeziehungsweise Habitatstrukturen ab. Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen in Gewässer sind immer mit Änderungen der Landnutzung beziehungsweise mit Maßnahmen in der Agrarlandschaft verbunden. So erfordert beispielsweise der Rückbau von Fluss- bzw. Bachbegradigungen, das Zulassen von Dynamiken an den Zuflüssen der Stillgewässer oder eine Förderung der Ufervegetation sowohl an den Zuflüssen als auch an den Stillgewässern selbst immer Veränderungen der Landnutzung auf einem bestimmten Anteil der landwirtschaftlichen Produktionsfläche. Durch den stetig wachsenden Flächenbedarf der Landwirtschaft zeichnen sich gewässernahe Bereiche häufig durch eine intensive Nutzung aus (Kaphegyi et al., 2015). Das Resultat dieser Entwicklungen ist eine zunehmende Flächenverknappung und -konkurrenz zwischen Nutzungs- und Schutzansprüchen. Hinzu kommt, dass klassische Instrumente des Naturschutzes wie beispielsweise die maßnahmenspezifische Förderung gemäß der Landschaftspflegeleitlinie (LPR) des Land Baden-Württembergs für sich alleine genommen diesem Trend nicht entgegen- und somit keine weitergehende Verbesserung des Gewässerschutzes in der Agrarlandschaft bewirken können.

Dieser fehlende Erfolg ist allerdings nicht nur auf die Flächenverknappung, sondern auch auf die konzeptionelle Ausgestaltung bisheriger Vorgehensweisen zurückzuführen. Die heutige Landwirtschaft kennzeichnet sich unter anderem durch einen erhöhten Mechanisierungsgrad, häufige Wechsel der Produktionsweisen und durch gesteigerten Einsatz von Betriebsmitteln. Die steigende Intensivierung der Bewirtschaftung resultiert in immer vielschichtigeren Auswirkungen auf die betroffenen Lebensräume. Diese zunehmende Komplexität der Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und der Umwelt erfordert strategische und konzeptionelle Anpassungen auf Seiten des Natur- und speziell auch des Gewässerschutzes, denn die großen Flächenanteile, die die Landwirtschaft einnimmt, machen sie bestimmend für den Grad der Biodiversität in unseren Kulturlandschaften. Fördermaßnahmen, wie sie beispielsweise der bereits erwähnten LPR verankert sind, können den fortschreitenden Biodiversitätsverlust nicht aufhalten. Ein Grund dafür ist, dass sich die jeweiligen Landnutzer im Wesentlichen auf der Grundlage eigener Abwägungen für die Umsetzung einzelner Maßnahmen entscheiden müssen. Aufwand und Nutzen, den die Durchführung der Maßnahmen mit sich bringt, sind jedoch für den Einzelnen eher schwer abschätzbar. Entscheidungsunsicherheit und fehlende Attraktivität der Förderung führen schließlich dazu, dass wichtige Potentiale sowohl für die Landnutzer als auch für den Naturschutz zwangsläufig ungenutzt bleiben.

Eine weitere Ursache für die derzeitige unzureichende Wirksamkeit des Gewässerschutzes sind fehlende system-immanente Rückkopplungsmechanismen im Sinne eines adaptiven Managements. Sind Maßnahmen einmal durchgeführt, werden sie kaum auf ihre dauerhafte Wirksamkeit hin beobachtet und etwaige notwendige Änderungen und Nachjustierungen finden nicht statt. Dadurch sind Anpassungen der Maßnahmen an die Dynamiken, denen heutige Kulturlandschaften unterworfen sind, von vornherein nicht möglich. Dies wirkt einer nachhaltigen Wirksamkeit der Maßnahmen entgegen, und die eingesetzten Ressourcen sind für den Natur- und Gewässerschutz verloren.

Ziel der in diesem Projekt verfolgten Weiterentwicklung des SoS ist es somit, durch die Erarbeitung entsprechender methodischer Grundlagen, die Auswirkungen von Maßnahmen evidenzbasiert auf der Ökosystem- beziehungsweise Einzugsgebietsebene quantifizieren zu können und damit auf der einen Seite betroffenen Landnutzern wie auch den Entscheidern auf kommunaler Ebene eine

Entscheidungshilfe zu liefern und auf der anderen Seite die Basis für eine spätere Evaluation umgesetzter Maßnahmen im Rahmen eines adaptiven Managements zu schaffen.

2.2. Das Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet wurde das Einzugsgebiet des Obersees nahe der Gemeinde Kißlegg ausgewählt. Das Gebiet umfasst eine Fläche von ca. 35 km² und befindet sich im Landkreis Ravensburg. Dort finden sich sechs Weiher, der Obersee sowie die dazugehörigen Fließgewässer (Abbildung 3). Das Gebiet wird in großen Bereichen intensiv landwirtschaftlich genutzt (hauptsächlich Grünlandnutzung), außerdem bestehen größere Waldflächen. Die umliegenden Landschaften beherbergen allerdings auch naturschutzfachlich besonders relevante Lebensräume wie Moore und Feuchtgebiete. An allen Gewässern sind unterschiedliche Schutzzonen ausgewiesen, die sie aus Sicht des Naturschutzes besonders bedeutsam machen. Der Obersee spielt zudem eine wichtige Rolle für Naherholung und Tourismus. Die Badenutzung des Sees ist jedoch immer wieder durch Algenblüten beeinträchtigt. Die Weiher werden jeweils fischereiwirtschaftlich genutzt und sämtliche Gewässer in den Einzugsgebieten werden durch landwirtschaftliche Nutzung des Umlands beeinflusst. Das Gebiet beinhaltet somit alle relevanten Handlungsfelder wie Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Naturschutz und Tourismus. An allen Stillgewässern bestehen unterschiedliche Nutzungsinteressen und es existiert eine Vielzahl an Akteuren und Stakeholdern mit entsprechenden teilweise stark divergierenden Zielen. Insbesondere auch deshalb ist es notwendig, mögliche Szenarien mit entsprechenden Maßnahmen für eine Verbesserung der Nährstoffsituation evidenzbasiert zu ermitteln und so eine solide Faktenbasis für eine mögliche Umsetzung zu schaffen.

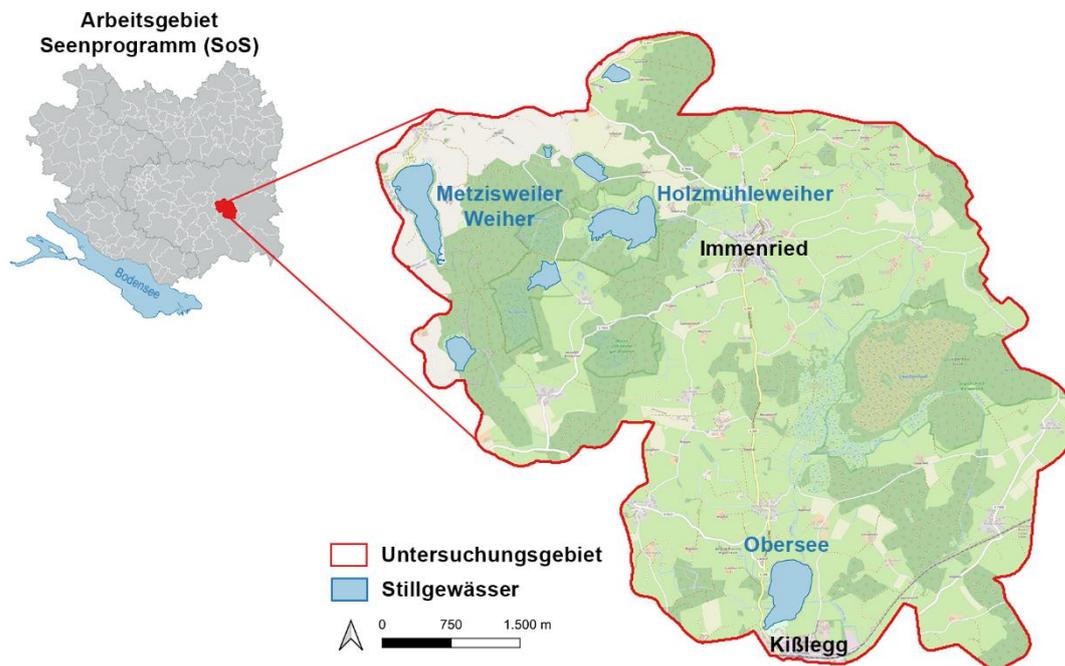


Abbildung 3: Das Untersuchungsgebiet - das Wassereinzugsgebiet des Obersees nahe der Gemeinde Kißlegg

Die Gewässer im Seenprogramm werden seit 20 – 30 Jahren turnusmäßig beprobt, dementsprechend liegen für die jeweiligen Seen und Weiher im Untersuchungsgebiet zahlreiche Daten zum Einzugsgebiet, seiner Historie, der Morphologie, Ökologie (Plankton, Makrophyten, Fische, Vögel) wie auch physikalisch-chemischen Parametern (z.B. Sauerstoff, Chlorophyll a, Phosphor, Stickstoff) in der sogenannten „Seenfibel“ vor. Allerdings fehlt den Beprobungen bisher u. a. ein übergeordnetes System zur eindeutigen Identifikation von beprobten Gewässerabschnitten, zudem setzen sich die Information

für ein einzelnes Gewässer meist aus mehreren Quellen zusammen und liegen häufig als uneinheitlich strukturierte Textbausteine vor, was die Vergleichbarkeit der Daten zusätzlich erschwert. Mehr dazu findet sich in Kapitel 5.

Der Obersee bildet den Gebietsauslass unseres Untersuchungsgebiets und besitzt damit eine Indikatorwirkung für die Wirksamkeit der gewässerschutzmaßnahmen in seinem Einzugsgebiet. Er ist gegen Ende der letzten Eiszeit vor rund 16 000 Jahren entstanden. Sein Einzugsgebiet umfasst 2445 ha. Die Landnutzung im Einzugsgebiet verteilt sich auf 30% Wald, 60% Grünland, 5% Ackerland und 5% Siedlungsfläche. Die Wasserfläche des Sees erstreckt sich aktuell auf 25,3 ha. Der See ist im Mittel 6,8 m tief (max. 15,5 m), der Wasserkörper weist ein Volumen von 1,7 Mio. m³ auf, ist geschichtet, die Aufenthaltszeit beträgt 0,2 Jahre. Aufgrund eines hohen Nährstoffeintrags aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen kommt es in den Sommermonaten immer wieder zu Algenblüten, die eine Nutzung des Sees als beliebtes Bade- und Naherholungsziel zeitweise einschränken.

3. Systemanalyse – Modellierung der Stoffflüsse im Untersuchungsgebiet

Ein wirkungsvoller Einsatz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen setzt Möglichkeiten zur räumlich-expliziten Planung voraus. Das heißt, die Maßnahmen müssen dort verortet werden, wo sie die größte Wirksamkeit entfalten. Im Zuge einer Bewertung eines Wassereinzugsgebiets streben wir deshalb an, Bereiche zu identifizieren, die den potenziell größten Beitrag hinsichtlich des Stoffaustrags aus der Agrarlandschaft liefern (Reaney et al., 2019; Shrestha et al., 2021; Somaye et al., 2019). Weiter ist im Zuge der strategischen Planungen entscheidend, potenzielle Haupteintrittsporten in die Gewässer und Feuchtgebiete lokalisieren zu können. Konkret gilt es, das Verhalten potenzieller Stoffströme hinsichtlich Richtung und Akkumulationsverhalten zu beschreiben sowie diejenigen Bereiche zu identifizieren, aus denen sich die Stoffströme generieren.

Eine Analyse der Wechselwirkungen von hydrologischen Bedingungen, Stoffstromprozessen und Landnutzung bildet die Grundlage, um Handlungsszenarien zur Verbesserung der ökologischen Situation der Agrarlandschaft im untersuchten Wassereinzugsgebiet entwickeln zu können. Zentrale Punkte der Analyse sind die Erfassung der Nährstofftransporte aus den landwirtschaftlichen Flächen in das Gewässersystem sowie das Abflussgeschehens in den Fließgewässern des Untersuchungsgebiets. So ist es möglich, räumlich explizit die Bereiche eines Einzugsgebiets zu identifizieren, wo Stoffströme besonders effizient reduziert werden können (Somaye et al., 2019). Durch die Abflussmodellierung lassen sich räumliche Einheiten (Teileinzugsgebiete) beschreiben, aus denen sich der Abfluss zu einem bestimmten Punkt generiert (Yaduvanshi et al., 2018). Das Untersuchungsgebiet lässt sich so in Teileinzugsgebiete unterteilen, die an einem bestimmten Punkt in ein Fließ- oder Stillgewässer entwässern. Wichtig für unser Vorhaben war es, die Bedeutung dieser einzelnen Teileinzugsgebiet hinsichtlich ihrer Relevanz für die Stoffausträge bewerten zu können. So lassen sich Bereiche im Gesamteinzugsgebiet identifizieren, die sich durch besonders hohe Nährstofffrachten kennzeichnen und daher besonders geeignet sind, um dort gezielt Maßnahmen zu verorten. Nur auf der Basis einer solchen vergleichenden Bewertung ist eine Priorisierung von Maßnahmen an besonders neuralgischen Bereichen und damit eine Effizienzsteigerung der Maßnahmen insgesamt möglich.

3.1. Erprobung unterschiedlicher Modellieransätze

Mittlerweile existiert eine Vielzahl von Simulationswerkzeugen zur Abflussmodellierung, die sich hinsichtlich Umfang und Komplexität teilweise deutlich unterscheiden. Maßgeblich für eine Abflussmodellierung ist insbesondere der Oberflächenabfluss (Majumdar et al., 2018). Der Oberflächenabfluss kann auf der Basis eines digitalen Geländemodells als Netzwerk aus

Abflussgerinnen (sog. *Channels*) berechnet und dargestellt werden. Neben der Topografie bestimmen verschiedene Einflussgrößen den Oberflächenabfluss wie z.B. Niederschlag, Landbedeckung, Bodenart und -beschaffenheit sowie zahlreiche anthropogene Faktoren wie Landnutzung, Düngung, Bodenbearbeitung, Manipulation von Gewässerverläufen und die Anlage von Gräben und Drainagen. Nur durch eine möglichst ganzheitliche Betrachtung der für die Stofffrachten in den Gewässern relevanten Einflussfaktoren auf Landschaftsebene können die neuralgischen Punkte für eine Maßnahmenverortung identifiziert werden. Im Rahmen des Vorhabens wurden daher zunächst mehrere Modellierungsansätze getestet. Der Hintergrund dabei war, ein Werkzeug zu finden, das die vielschichtigen Anforderungen unseres Vorhabens abdeckt und sich gleichzeitig eignet, die Arbeit der verantwortlichen Behörden und Institutionen zukünftig zu unterstützen.

3.1.1. Modellieransatz 1: TauDEM

Für erste Berechnungen des Oberflächenabflusses verwendeten wir TauDEM (Terrain Analysis Using Digital Elevation Models; Tarboton & Ames, 2001). TauDEM dient der hydrologischen Analyse und Informationsgewinnung basierend auf der Topografie in Form von digitalen Höhenmodell (DHM) Daten. Die von uns angewendete Methode zur Identifizierung sogenannter „*Critical Source Areas*“ (CSA) und den Haupteintrittspforten von Stoffströmen in ein Gewässer basieren auf dem bereits früh erkannten Zusammenhang der Gesamtlänge von Strömungskanälen und der in diese Kanäle entwässernden Fläche. Dieser Zusammenhang führte zur Annahme einer „Abflussdichte“ (Drainage density; Horton, 1932, 1945). Die Abflussdichte (D_d) ergibt sich dabei aus der Gesamtlänge aller Gerinne (L_T) geteilt durch die Fläche (A), aus der sie sich speisen:

$$D_d = \frac{L_T}{A}$$

Anhand des Zusammenhangs der Gesamtlänge der Gerinne und der beitragenden Fläche wird deutlich, dass die Ausdehnung des Entwässerungsbereichs von dem jeweils zugrundeliegenden Gerinnenetz abhängt. Die Identifizierung potentieller Gerinne erfolgt im DHM auf Grundlage der Höhenunterschiede benachbarter Rasterzellen bzw. -pixel (Tarboton & Ames, 2001; Wilson & Gallant, 2000). Die Entwässerungsfläche entspricht der Fläche der Pixel, die in das Entwässerungsgeschehen eingebunden sind. Zur Abbildung der Entwässerungs- bzw. Fließprozesse stehen unterschiedliche Algorithmen zur Verfügung (z.B. Costa-Cabral & Burges, 1994; Fairfield & Leymarie, 1991; O'Callaghan & Mark, 1984; Tarboton, 1997). Vereinfacht gesagt bestimmen diese, wieviel Wasser aus einer Rasterzelle in welche benachbarte(n), tieferliegende(n) Zelle(n) abfließt. Den verschiedenen Rechenregeln gemeinsam ist die Verwendung von Schwellenwerten zur Festlegung der Anzahl der jeweils in die Kalkulation einzubeziehenden Raster-Pixel. Entscheidend ist, nach welchen Kriterien der Schwellenwert festgelegt wird. Je niedriger dieser Schwellenwert ist, desto höher ist die Zahl der ermittelten Teileinzugsgebiete und somit auch die Auflösung (Abbildung 4).

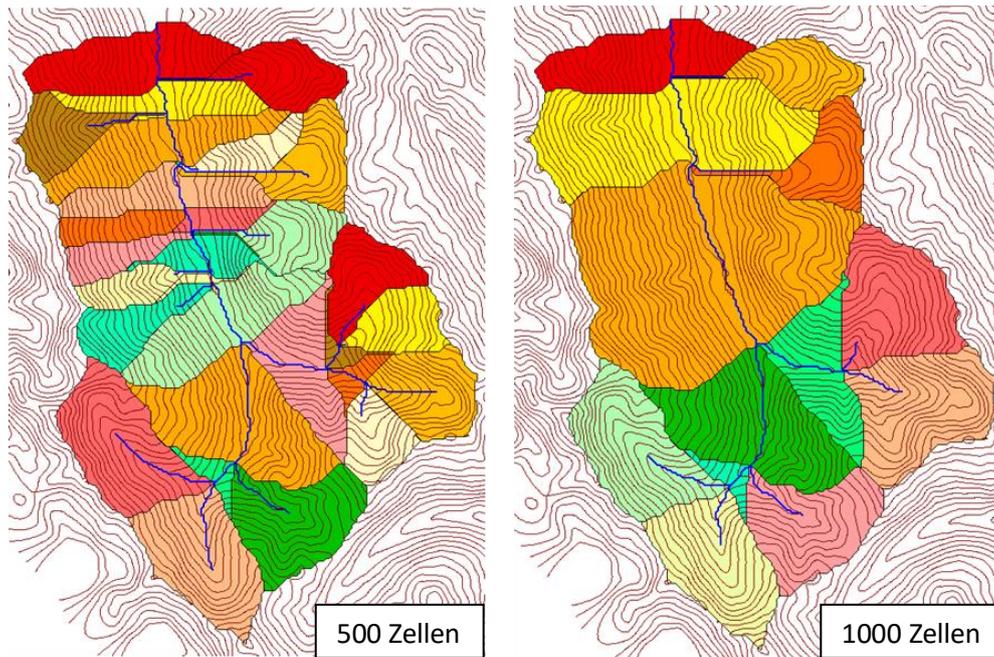


Abbildung 4: Räumliche Auflösung der Teileinzugsgebiete und des Gerinne-Netzes bei verschiedenen Schwellenwerten. Links: 500 Zellen; rechts: 1000 Zellen (CSDMS TauDEM Workshop 2010, geändert).

Die Auslasspunkte dieser Teileinzugsgebiete sind Bereiche für potenzielle Stoffkonzentrationen, die wiederum als Haupteintrittspforten für Stoffströme in Gewässern oder Feuchtgebieten verortet werden können.

Für unser Untersuchungsgebiet wurde die Modellierung mit TauDEM als Plugin für QGIS durchgeführt. Grundlage war das DHM in einer Auflösung von 10 m. Es ergab sich eine Karte mit dem Gerinnenetzwerk (Abbildung 5). Die Schnittpunkte von Abflussakkumulationen und dem Gewässernetz stellen potenzielle Eintrittspforten für akkumulierte Stoffströme dar. In einem weiteren Schritt wurden die Teileinzugsgebiete ermittelt, die jeweils zu den Eintrittspforten entwässern. Diese Teileinzugsgebiete stellen somit die stoffstrom-relevanten räumlichen Einheiten innerhalb des Untersuchungsgebiets dar.

TauDEM eignet sich, erste hydrologische Analysen durchzuführen, um Gerinne, Teileinzugsgebiete und damit mögliche Haupteintrittspforten für Nährstoffe in das Gewässerökosystem zu identifizieren. Das Ausmaß des Stoffeintrags aus der Agrarlandschaft in die Gewässer unterscheidet sich jedoch zwischen den verschiedenen Eintrittspforten und ihren Teileinzugsgebieten und wird maßgeblich durch weitere Faktoren abseits der Topografie bestimmt. Insbesondere die Landnutzung und -bedeckung, Vegetation, Bodenart und -mächtigkeit sowie Bewirtschaftungsart (Intensität, Düngung) und Niederschläge beeinflussen den Austrag von Stofffrachten aus der Landschaft in die Gewässer.

TauDEM bietet keine Möglichkeit, diese Parameter einzubinden und ist für weiterführende Modellierung daher nicht einsetzbar. Das Prinzip der Abflussdichten zeigte sich hingegen als grundlegend für die Modellierungen des Oberflächenabflusses und ist deshalb auch Bestandteil der weiteren erprobten Modellierwerkzeuge.

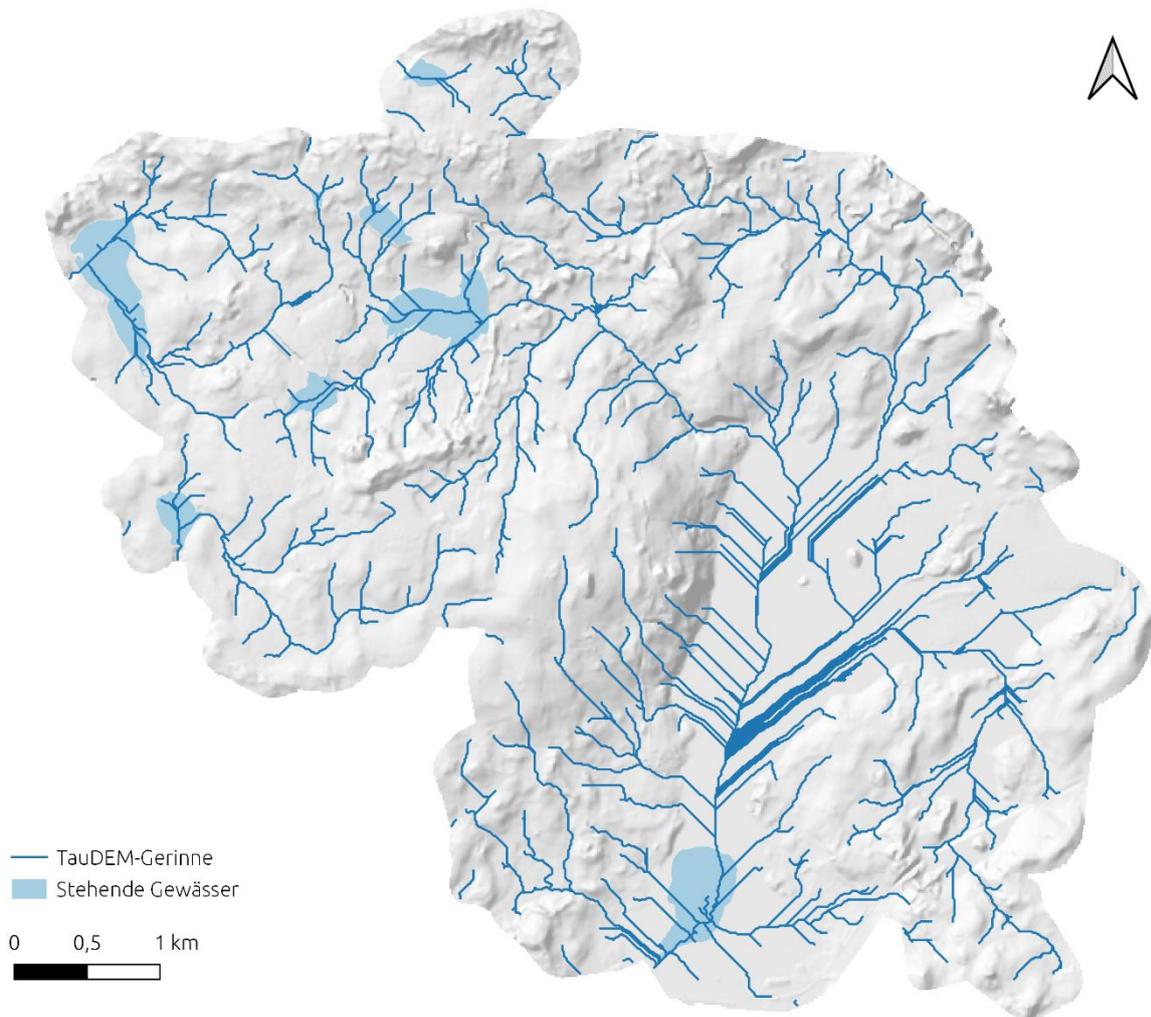


Abbildung 5: Ergebnisse der hydrologischen Modellierung mit TauDEM

3.1.2. Modellieransatz 2: Agent-based Modelling (ABM)

Vom Menschen intensiv genutzten Agrarlandschaften weisen vielschichtige ökologische Zusammenhänge auf, die häufig nur mit großem Aufwand quantitativ zu erfassen sind. Vor diesem Hintergrund verspricht das sogenannte *Agent-based Modelling* interessante Möglichkeiten, um die Zielsetzungen unseres Vorhabens zu erreichen.

Anstatt den Zustand eines Systems anhand von Variablen zu beschreiben, werden durch *Agent-based Modelling* systemische Zusammenhänge anhand des Verhaltens voneinander unabhängiger Einheiten (*Agents*) des Systems simuliert (Wilensky & Rand, 2015). Durch die Möglichkeit, das Verhalten der *Agents* zu programmieren, lassen sich deren Interaktionen durch Computersimulation nachstellen. Weil dieses Vorgehen nicht voraussetzt, dass ein Gesamtmodell jeweils insgesamt mathematisch beschrieben werden muss, lassen sich komplexere Modelle leichter umsetzen (Railsback & Grimm, 2019).

Basierend auf der Programmier-Plattform NetLogo (Wilensky, 1999) haben wir zunächst ein agentenbasiertes Oberflächenabflussmodell erstellt. Hierbei wurde auf ein bestehendes Programmierskript aufgebaut (Wilensky, 2006), das wir entsprechend unserer Anforderungen modifiziert haben. Die Funktionsweise unseres modifizierten Modells kann wie folgt beschrieben werden: Modelliert wird eine „Wasserschicht“ über das gesamte Untersuchungsgebiet bzw. über ein

Raster-DHM, das die Topografie des Untersuchungsgebiets abbildet. Das DHM verfügte über eine Auflösung von 1x1 m. Da es sehr rechenintensiv ist, für jede der circa 5 Millionen Zellen mehrere *Agents* zu simulieren, wurde das DHM in Raster mit einer Kantenlänge von 10 m überführt und so die Rechenvorgänge reduziert. Der damit einhergehende Genauigkeitsverlust erschien für erste Tests vertretbar.

Die Modellannahme geht davon aus, dass die Wasserschicht aus einzelnen Tropfen besteht, wobei jeder Tropfen einen *Agent* repräsentiert. Die Wasserschicht ist genau einen Tropfen (= *Agent*) hoch. Für das Verhalten der *Agents* wurde festgelegt, dass die Tropfen in die nächste tieferliegende Zelle abfließen oder in der Rasterzelle verbleiben, falls sich keine tieferliegende Zelle im Anschluss an das betreffende Raster befindet. Wichtig für das Verhalten des Gesamtmodells ist, dass die Tropfen jeweils nicht ersetzt werden. Das Modell bildet dementsprechend den Prozess des sukzessive der Topografie folgenden Abflusses im Zeitverlauf ab. Das aus dieser Modellierung resultierende Gerinne-Netzwerk entspricht weitgehend dem der TauDEM-Simulation (Abbildung 5).

Anhand der dynamischen Komponente der *Agent*-basierten Simulation lässt sich eine Abflussgeschwindigkeit für Teileinzugsgebiete ermitteln. Die Abflussgeschwindigkeit kann als Kenngröße zur Beschreibung der topografischen Einflussfaktoren auf den Abfluss herangezogen werden. Im vorliegenden Modell resultierte die Abflussgeschwindigkeit ausschließlich aus der Topografie, die sich aus dem DHM ableitet. Die Einbindung weiterer relevanter Faktoren wie Bodenart und -mächtigkeit, Landnutzung, Vegetation, Bewirtschaftungsformen usw. sind zwar grundsätzlich möglich, jedoch ist die Abbildung der komplexen Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Parametern und deren Auswirkungen auf die Stofftransporte im Sinne der Projektzielsetzung enorm zeitaufwändig. Aufgrund des zu erwartenden Aufwands blieb unklar, inwieweit das zu untersuchende Einzugsgebiet im Zuge agentenbasierter Modellierungen in ausreichender Komplexität abgebildet werden kann. Vor diesem Hintergrund wurde der Ansatz nicht weiter verfolgt.

3.1.3. Modellieransatz 3: Soil and Water Assessment Tool (SWAT+)

Die beiden vorangegangenen Ansätze haben gezeigt, dass Abflussdichten als grundlegende Kennwerte für eine einzugsgebietsbezogene Analyse der Stoffflüsse herangezogen werden können. Um den Anforderungen unseres Vorhabens gerecht zu werden, müssen geeignete Analysewerkzeuge jedoch die Einbindung wichtiger Einflussgrößen wie Landnutzung, klimatische Bedingungen, Bodenart und Niederschläge sowie anthropogene Einflüsse durch Düngung und Drainage ermöglichen. Nur so lassen sich die in den Agrarlandschaften herrschenden Bedingungen realitätsnah simulieren. Das sogenannte *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) bietet die Möglichkeit, eine Vielzahl von Einflussgrößen in die Modellierungen einzubeziehen.

SWAT ist eine Entwicklung des Agricultural Research Service der US-amerikanischen Landwirtschaftsbehörde (<https://swat.tamu.edu/>). SWAT vereint mehrere hydrologische und ökologische Module und ist geeignet, die Auswirkungen von Änderungen der Landnutzung und Landbedeckung auf Nährstoffströme abzuschätzen. Das Werkzeug wird seit Jahrzehnten weltweit angewendet und hat zahlreiche Weiterentwicklungen erfahren. Seit wenigen Jahren liegt eine komplett überarbeitete Version unter der Bezeichnung SWAT+ vor (Bieger et al., 2016). SWAT+ bietet verschiedene für unsere Zielsetzung notwendige Funktionalitäten: Durch eine ganzheitliche Modellierung des Abflussgeschehens auf Landschaftsebene werden Teileinzugsgebiete berechnet und die Stoffströme jeweils innerhalb dieser Teileinzugs modelliert. Die Stoffstrommodellierungen bilden u.a. die für die Gewässerökologie besonders relevanten Nährstoffe wie Nitrat-Stickstoff und mineralische wie organische Phosphorverbindungen ab. Auf Basis der Modellierungsergebnisse auf Teileinzugsgebietsebene können zum einen diejenigen Teileinzugsgebiete identifiziert werden, die einen besonders hohen Beitrag zu den Stofffrachten in den Gewässern beitragen, und zum andern

können innerhalb dieser Teileinzugsgebiete neuralgische Bereiche bestimmt werden, an denen eine Maßnahmenverortung eine maximale Wirksamkeit zur Reduktion der Nährstofffrachten in den Gewässern gewährleistet.

4. Wassereinzugsgebiets-basierten Stoffstromanalyse zur Konzeption von Maßnahmenoptionen und Handlungsszenarien

Die Analyse des Stoffstromgeschehens mit der SWAT+-Software und die darauf basierende Ableitung von Handlungsoptionen und Szenarien lässt sich in sechs Phasen unterteilen (Abbildung 6 und Abbildung 7):

1. Aufbereitung der regionalspezifisch Geo- und Bewirtschaftungsdaten für die Verwendung in SWAT+ (Kap. 4.1)
2. Erstellen eines Nährstoff-Transport-Modells mit dem QGIS Plugin QSWAT+ (Kap. 4.2)
3. Parametrisierung und Simulation des Nährstoff-Transport-Modells im SWAT+ Editor (Kap.4.3)
4. Visualisierung und Auswertung der Simulationsergebnisse (Kap. 4.5)
5. Verortung von Handlungsoptionen (Maßnahmen) (Kap. 4.7)
6. Szenarienbildung (Maßnahmenbündel bzw. -kombinationen) (Kap. 4.8)

SWAT+ kommt weltweit zum Einsatz und wird permanent weiterentwickelt und überarbeitet. Dementsprechend wurden die im Laufe unserer Arbeiten eingesetzten Versionen der Modellierplattform verschiedentlich modifiziert (Tabelle 1). Die Modifizierungen wirken sich auf die Reproduktion der Simulationsergebnisse aus. Maßgeblich sind hierbei Weiterentwicklungen und Überarbeitungen von SWAT+. Falls relevant, wird in diesem Bericht deshalb die jeweilige Version im Zusammenhang mit den betreffenden Ergebnissen angegeben.

Tabelle 1: Weiterentwicklung von SWAT+ und Änderung der verwendeten Versionen seit Start der SWAT+-Modellierungen (Feb. '22) bis zum aktuellen Stand der Modellierungen (Dez. '23)

| Modul | Ausgangsversion | Finale Version |
|--------------|------------------------|-----------------------|
| QSWAT+ | 2.2.0 | 2.4.1 |
| SWAT+ Editor | 2.0.4 | 2.3.1 |
| SWAT+ | Revision 60.5.2 | Revision 60.5.7 |



1

Modellierung und Analyse des Wassereinzugsgebiets mit SWAT+

Datenaufbereitung (Kap. 4.1)

Vor Beginn der Modellierung müssen die verfügbaren Daten geprüft und aufgearbeitet werden, so dass sie zum einen möglichst aktuell, fehlerfrei und lückenlos sind sowie zum anderen in einem für die Modellierungs-Software geeigneten Format vorliegen.

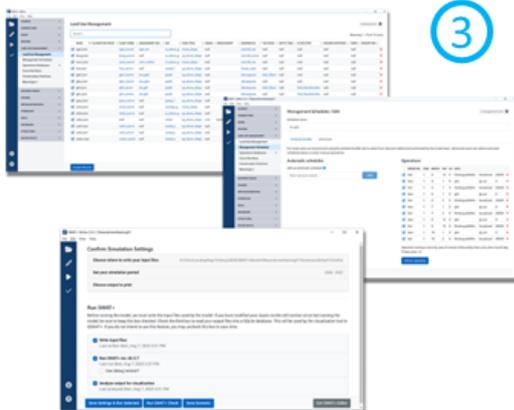


2

Modul QSWAT+: Modellierung (Kap. 4.2)

In einem ersten Schritt der Modellierung wird in dem QGIS-Plugin QSWAT+ auf der Grundlage folgender Daten ein hydrologisches Modell des zu untersuchenden Wassereinzugsgebiet erstellt:

- Digitales Höhenmodell
- Bestehende Oberflächengewässer
- Landnutzungs- und Landbedeckungsdaten
- Bodendaten



3

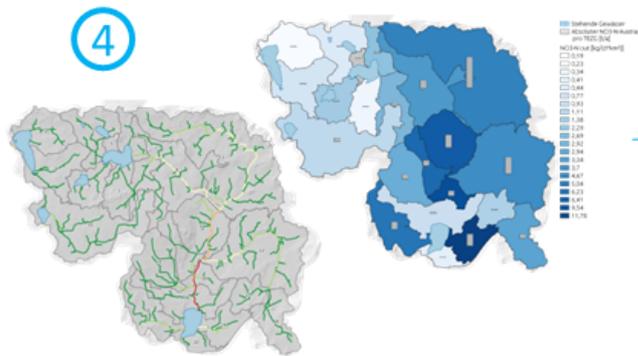
Modul SWAT+ Editor: Parametrisierung (Kap. 4.3)

Im SWAT+ Editor wird das hydrologische Modell anschließend gezielt für unsere Ansprüche parametrisiert und angepasst. Dies umfasst u.a.:

- Anwendung lokaler Klimadaten
- Einbau landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsprozesse (z.B. Düngeregime, Grünlandmahd)
- Drainagebedingungen
- Festlegung des Simulationszeitraums

Nach erfolgreicher Parametrisierung kann die Simulation gestartet werden.

Abbildung 6: Vorgehen bei der wassereinzugsgebiets-basierten Stoffstromanalyse zur Konzeption von Maßnahmenoptionen und Handlungsszenarien, Teil I



Analyse: Identifikation neuralgischer Punkte (Kap. 4.5)

SWAT+ simuliert umfangreiche Stoffflüsse im Untersuchungsgebiet. Durch die Analyse der modellierten Stoffflüsse können neuralgische Punkte identifiziert werden, die die Basis für die spätere Maßnahmenverortung bilden.

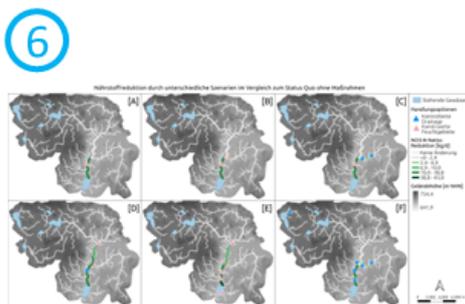


Verortung von Maßnahmenoptionen und Szenarienbildung

Identifikation und Verortung von Maßnahmenoptionen (Kap. 4.7)

Basierend auf den Simulationsergebnissen lassen sich Haupteintrittspforten für die Nährstofffrachten identifizieren. Damit können geeignete Maßnahmen identifiziert und räumlich explizit verortet werden. Die untersuchten Maßnahmentypen sind:

- Constructed Wetlands
- Controlled Drainage
- Buffer Strips
- Sedimentationsbecken



Szenarienbildung (Kap. 4.8)

In der Szenarienbildung werden die zuvor verorteten Maßnahmen zu umsetzungsrelevanten Maßnahmenkombinationen, den sog. Szenarien zusammengefasst und deren jeweilige Nährstoff-Entzugspotenziale berechnet. Dies ermöglicht nicht nur einen qualitativen, sondern auch einen quantitativen Vergleich einzelner Szenarien. Die Szenarienbildung schafft somit die Grundlage für eine evidenzbasierte Auswahl von Maßnahmen für die praktische Umsetzung.

Abbildung 7: Vorgehen bei der wassereinzugsgebiets-basierten Stoffstromanalyse zur Konzeption von Maßnahmenoptionen und Handlungsszenarien, Teil II

4.1. Datenaufbereitung für die SWAT+-Modellierung

Voraussetzung für die Modellierungen ist die grundsätzliche Verfügbarkeit notwendiger Daten und die Transformation der Datensätze in die von SWAT+ benötigten Formate. Das folgende Kapitel zeigt auf, welche Datenquellen genutzt wurden und inwieweit diese Daten aufbereitet wurden, damit sie für die Modellierung genutzt werden konnten.

Eine Anforderung unseres Vorhabens ist, dass die Modellierungen mit landesweit verfügbaren Geodaten durchgeführt werden können. Für die Erstellung eines Wassereinzugsgebietsmodells benötigt SWAT+ neben einem digitalen Höhenmodell (DHM) Daten zu den Bodentypen, der Landbedeckung und -nutzung sowie zu Fließ- und Stillgewässern. In Baden-Württemberg werden diese Daten von der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) und dem Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg (LGL BW) vorgehalten.

Die Basis des hydrologischen Modells bildet ein DHM des jeweiligen Untersuchungsgebiets. Die Auflösung des DHM kann Ausdehnung und Lage der einzelnen hydrologischen Einheiten, insbesondere der Channels, und damit auch der TEZG beeinflussen. Um den Rechenaufwand zu reduzieren, arbeiteten wir zunächst mit einem DHM mit einer Auflösung von 10 m. Gerade in kleinräumigen Landschaften mit geringen Höhenunterschieden kann eine geringe Auflösung des DHM dazu führen, dass Abflüsse nicht ausreichend differenziert dargestellt werden, die den tatsächlichen Oberflächenabfluss möglicherweise nur unzureichend abbilden (Abbildung 5). Durch eine Erhöhung der verfügbaren Rechenkapazität konnte auf ein DHM mit der Auflösung von 1 m umgestellt werden. Wenige Stellen ohne Höhendaten im Datensatz wurden mit Hilfe des GDAL-Plugins in QGIS interpoliert.

Eine Reihe von Datensätzen musste vor der Einbindung in ein SWAT+-kompatibles Format umgewandelt werden. Dies betrifft vor allem die Bodendaten: Die verwendeten Bodendaten stammen aus der Bodenkarte von Baden-Württemberg im Maßstab 1:50.000 (BK50). Die Bodenkarte von Baden-Württemberg wurde nach dem Klassifikationssystem der Deutschen Bodensystematik erstellt (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005). Dieses Klassifikationsverfahren entspricht weitgehend der Vorgehensweise der meisten Länder Mittel- und Westeuropas. SWAT+ wiederum ist auf die Eingabe von Bodendaten entsprechend der FAO-UNESCO Weltbodenkarte ausgerichtet (FAO/UNESCO, 1989).

Die Klassifikation von Böden beruht auf zwei grundsätzlichen Herangehensweisen. Einerseits können Böden nach der Abfolge von Horizonten eingeteilt werden. Die Horizonte geben die Genese der jeweiligen Böden wieder, und Böden mit ähnlichen Horizontfolgen werden zu Bodentypen zusammengefasst. Eine weitere mögliche Herangehensweise besteht darin, Böden nach ihrer Textur oder Körnung zu unterteilen. Diese Einteilung resultiert in sogenannte Bodenarten. Beide Herangehensweisen liefern jeweils bestimmte Informationen und werden in verschiedenen Klassifikationssystemen unterschiedlich gewichtet kombiniert. Deshalb müssen die für die Eingabe in SWAT+ benötigten Daten aus der Bodenkarte Baden-Württembergs zunächst extrahiert und teilweise in das SWAT+ zugrunde liegende FAO-UNESCO-System transformiert werden. Beispielsweise liegen verschiedene Kenngrößen, wie z.B. Humusgehalt, in der Bodenkarte Baden-Württembergs als Klasseneinteilungen vor, während die Modellierungen diskrete Eingabewerte erfordern. Zudem sind bestimmte für die SWAT+-Modellierung erforderliche Parameter, z.B. die Trockenrohdichten, nicht in der Bodenkarte Baden-Württembergs enthalten. Die fehlenden Informationen und Daten müssen dann für die entsprechenden Böden aus der Literatur entnommen werden. Obwohl die Deutsche Bodensystematik und die Bodenkarte Baden-Württembergs einerseits und das FAO/UNESCO-System andererseits unterschiedliche Gewichtungen der verschiedenen Kriterien beinhalten, lassen sich jeweils klassifizierte Böden aus beiden Systemen einander zuordnen (Schachtschabel et al., 1992).

Neben den Bodendaten muss auch ein Teil der verfügbaren Landnutzungsdaten für die Verwendung in SWAT+ angepasst werden. SWAT+ codiert einzelne Landnutzungs- und Landbedeckungsarten (*Land use / Land cover* = LULC) über eine vierstellige Buchstabenkombination (z.B. AGRL für Ackerflächen). SWAT+ bietet rund 140 unterschiedliche Landnutzungsklassen (so u.a. zahlreiche Feldfrüchte, Grasarten, Wälder und Siedlungsflächen unterschiedlicher Besiedlungsdichten) für eine Parametrisierung der Landnutzung bzw. Landbedeckung des jeweiligen Untersuchungsgebiets an. Die Werte hinter diesen SWAT+ - Klassen, die dann für die jeweilige Landnutzungsart in die Modellierungen einfließen, wurden empirisch hergeleitet. SWAT+ bietet zudem die Möglichkeit, eigene LULC- Klassen zu konzipieren und dem Modellierungsprozess hinzuzufügen. Allerdings erfordert dies einen aufwändigen Parametrisierungsvorgang, der mehr als 50 differenzierte Kenngrößen pro LULC-Klasse verlangt (u.a. N- und P-Anteile in den ausgereiften Ernte-Pflanzen oder die maximale Spaltöffnungsleitfähigkeit). Derartige Kennwerte lassen sich häufig ausschließlich experimentell ermitteln und stehen deshalb für Modellierungen, die im Rahmen von Managementprozessen durchgeführt werden, nur selten zur Verfügung.

Die in den hier beschriebenen Modellierungen verwendeten LUBW-Landnutzungsdaten liegen als Vektor-Polygone vor. Aus dem systematischen Abgleich mit aktuellen Orthofotos ergab sich teilweise erheblicher Korrekturbedarf. Es zeigte sich, dass die Daten für unser Untersuchungsgebiet lückenhaft waren (Abbildung 8). Mehr als 250 Polygone (rund 6%) mussten dem Datensatz manuell hinzugefügt und klassifiziert werden.

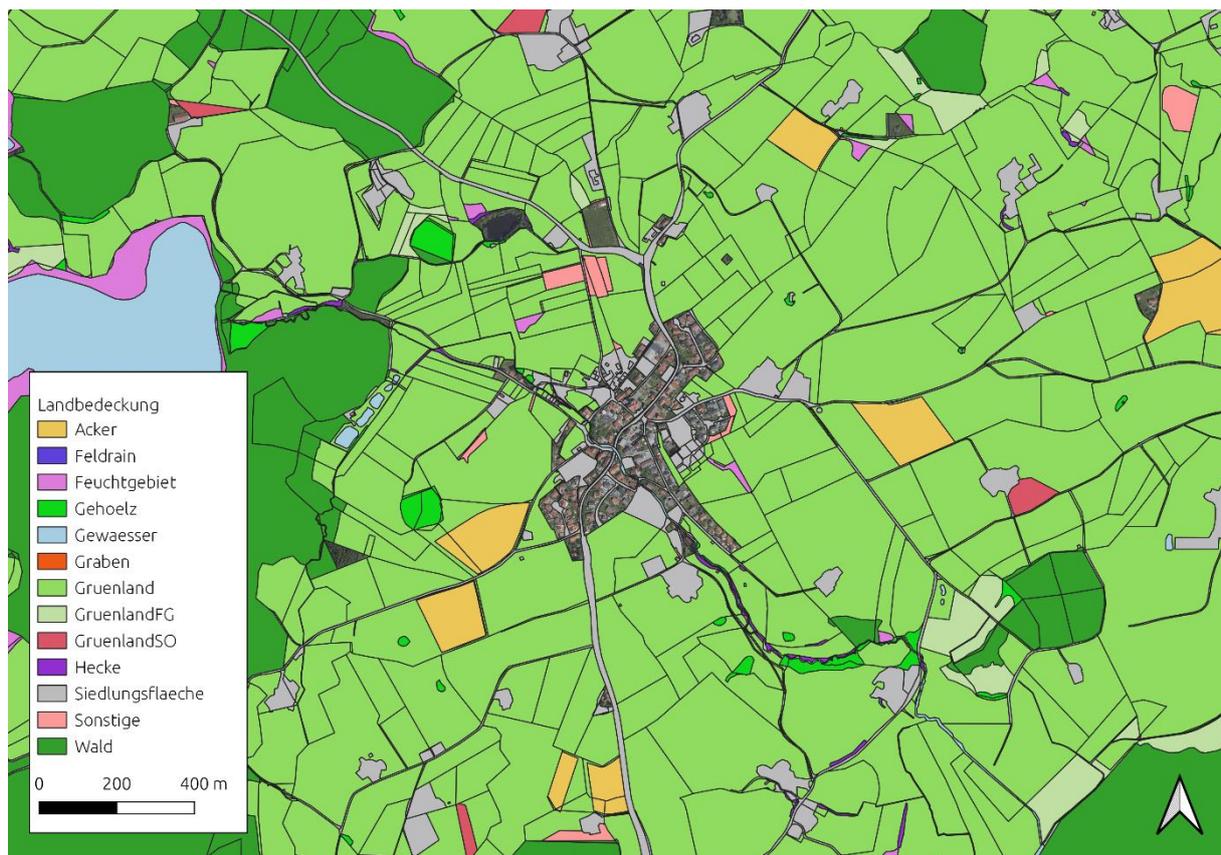


Abbildung 8: Fehlende Bereiche im Landnutzungs-Layer der LUBW (grau). Die fehlenden Flächen mussten manuell digitalisiert und klassifiziert werden.

Weiterer Korrekturbedarf neben fehlenden Bereichen, die ergänzt werden mussten, ergab sich aufgrund fehlerhafter Klassifizierung einzelner Polygone. Die fehlerhaft klassifizierten Polygone mussten jeweils manuell korrigiert werden. Trotz des insgesamt geringen Flächenanteils fehlerhafter

Polygone sind die Korrekturen notwendig, weil die andernfalls nichtklassifizierten Lücken zu Fehlermeldungen und zum Abbruch des SWAT+ - Modellierungsprozesses führen.

Die LUBW-Landnutzungsdaten sind in 13 übergeordnete Nutzungsklassen (z. B: Wald, Hecke, Grünland etc.) unterteilt. Nicht für jede dieser Nutzungsklassen findet sich in der SWAT+-Datenbank eine exakte Entsprechung. So bietet die SWAT+-Datenbank beispielsweise keine Grünlandnutzungs-kategorie an. Um den oben erwähnten aufwändigen Prozess der LULC-Erstellung zu vermeiden, wurde die Klasse Grünland durch die Auswahl von in SWAT+ implementierten Grasarten repräsentiert, die vergleichbare Eigenschaften aufweisen wie die Grünlandarten im Untersuchungsgebiet. Die Transformation der für das Untersuchungsgebiet relevanten LUBW-Landnutzungsarten resultierte in 23 unterschiedlichen SWAT+-Klassen.

Die finale Landnutzungs-Karte umfasst eine Fläche von ca. 3300 ha. Intensivgrünland (49,0% der Gesamtfläche) und Wald (27,4%) stellen die dominierenden Landnutzungsformen dar (Abbildung 9). Intensiviertes Grünland findet sich dagegen lediglich auf 3,7% der Fläche.

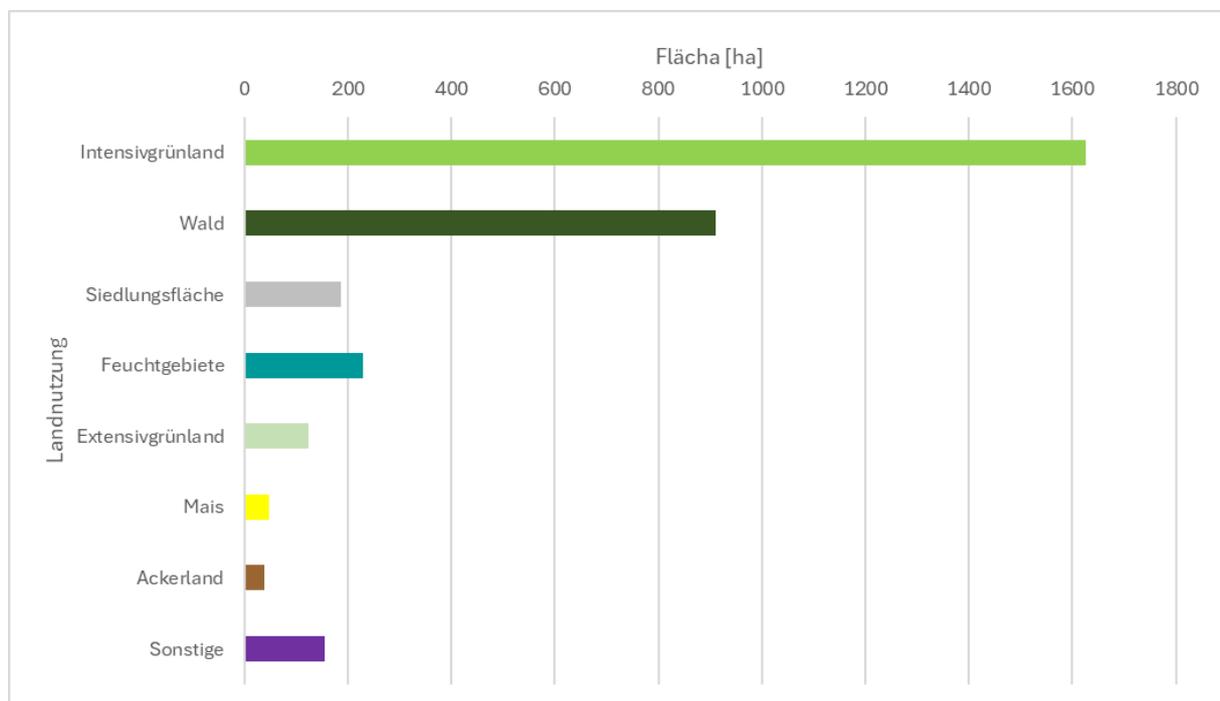


Abbildung 9: Verschiedenen Landnutzungs- und Landbedeckungsformen im Untersuchungsgebiet nach Korrektur der LUBW-Daten

Eine weitere Grundlage für die Modellerstellung sind Daten, die den Verlauf der Fließgewässer abbilden. Die Gewässerverläufe sind maßgeblich für die Ausdehnung der TEZG und damit auch für das Abflussgeschehen innerhalb des Gesamteinzugsgebiets. Bei der Bearbeitung wurde deutlich, dass die vorliegenden vektorisierten Gewässerverläufe verschiedentlich vom Verlauf der in den Orthofotos abgebildeten Fließgewässer abweichen. Zudem wird eine Vielzahl der im Untersuchungsgebiet existierenden offenen Entwässerungsgräben in den verfügbaren Gewässerdaten nicht dargestellt. Der Verlauf dieser Gräben spielt jedoch eine wichtige Rolle für den Wasserhaushalt und die Nährstofftransporte im Untersuchungsgebiet. Deshalb wurden die Gräben auf der Grundlage von Luftbildern, DHM sowie durch Geländebegehungen identifiziert und den Fließgewässerdatensätzen hinzugefügt (Abbildung 10). Tabelle 2 bietet eine Übersicht der wichtigsten Versionen dieser Überarbeitungen.

Tabelle 2: Wichtige Überarbeitungen an den für die Modellierung verwendeten Fließgewässerdaten.

| Bezeichnung Fließgewässerdatensätze | Modifikation |
|--|--|
| FG_O | LUBW-Daten, um zwei Drainagegräben ergänzt |
| FG_AD1 | Erste Version der kompletten Überarbeitung von FG_O |
| FG_AD4 | Alle sichtbaren Drainagegräben hinzugefügt, scheinbar fehlende Fließgewässerabschnitte entfernt, nicht ans Gewässernetz angeschlossene Drainagegräben entfernt |
| FG_AD5 | FG_AD4 nach Vor-Ort-Besichtigungen überarbeitet |
| FG_AD6 | FG_AD5 überarbeitet, Anschluss wiederhergestellt |
| FG_AD8 | FG_AD7 überarbeitet nach weiteren Feldbegehungen |

Daten zur Witterung (Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung) sind über das CDC des DWD verfügbar. Für die Globalstrahlung wurden die Messdaten der Station Konstanz am Bodensee verwendet, während für die restlichen Variablen die Daten der Station Leutkirch i. Allgäu herangezogen wurden. Die Daten konnten nach einer Umwandlung in das von SWAT+ geforderte Format 2012 ohne größere Aufbereitung verwendet werden.

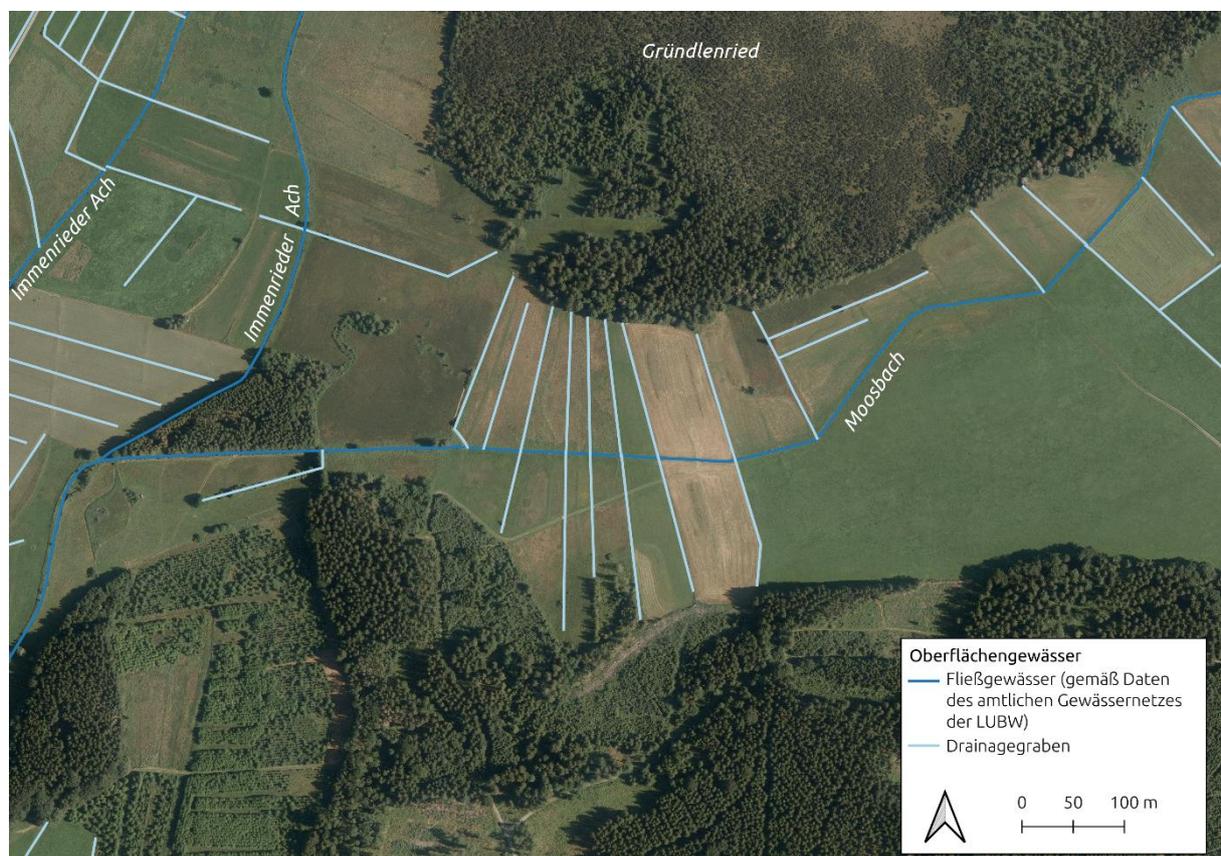


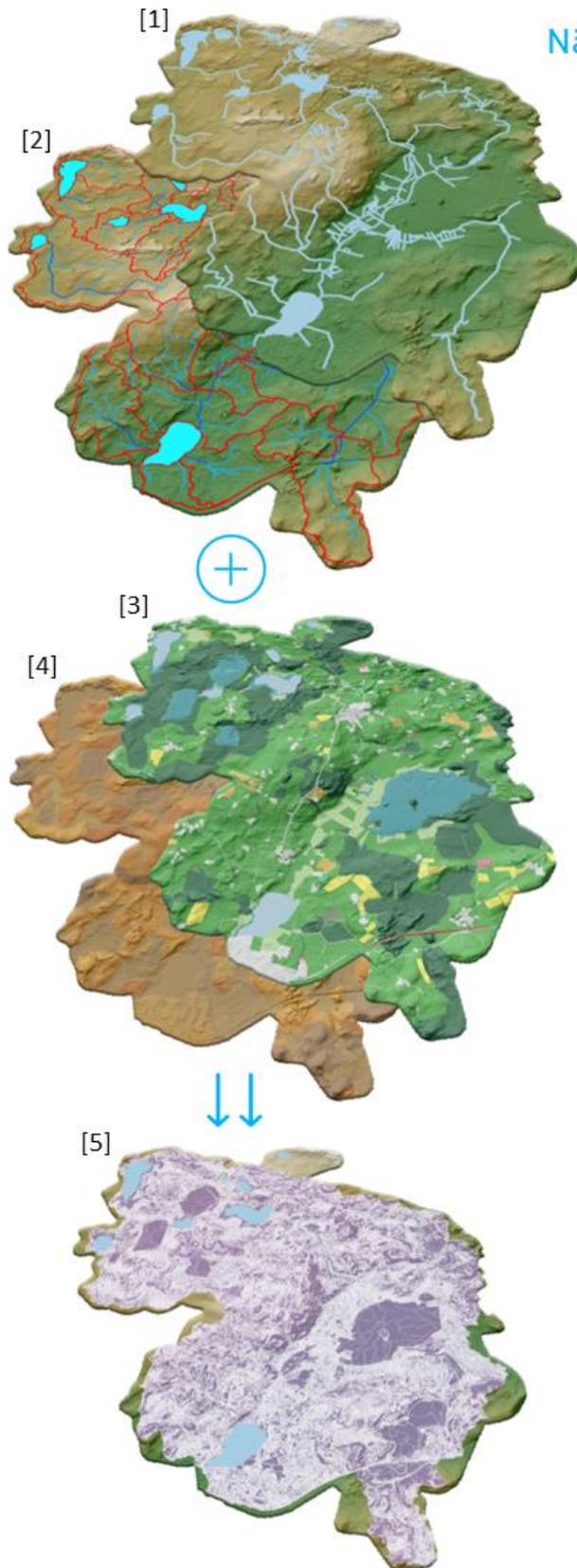
Abbildung 10: Manuell digitalisierte Drainagegräben (hellblau) im Bereich des Zusammenflusses von Moosbach und Immenrieder Ach südlich des Gründlenrieds

Unsere Erfahrungen zeigen, dass für Wassereinzugsgebiets- und Stoffstrommodellierungen mit SWAT+ in Agrarlandschaften notwendige Daten grundsätzlich zur Verfügung stehen. Ebenfalls deutlich wurde aber, dass entsprechende Zeit eingeplant werden muss, um Datenlücken zu schließen und Fehler zu korrigieren. Zudem benötigt die Konvertierung der Geodaten in das jeweilige SWAT+-Format einen nicht unerheblichen Arbeitsaufwand. Vor allem in Agrarlandschaften spielen Drainagesysteme eine wichtige Rolle bei der Beurteilung der hydrologischen Prozesse und Stoffströme. Drainagedaten liegen nur in seltenen Fällen vor und müssen deshalb in der Regel aufwändig erfasst und in die vorhandenen Gewässerdaten integriert werden. Sind die notwendigen Datenbanken für ein Untersuchungsgebiet

erstellt und in die SWAT+-Formate überführt, lassen diese sich wiederum relativ einfach für variable Modellierdurchläufe und verschiedene Szenarienerstellungen (z.B. i.S. eines adaptiven Managements) modifizieren.

4.2. Erstellen eines Nährstoff-Transport-Modells

Wie oben dargestellt (Kap. 4.1), besteht die nächste grundlegende Phase nach der Datenaufbereitung darin, die potenziellen Wege der Nährstoff-Transporte zwischen der Agrarlandschaft und den Gewässern sowie im Gewässernetz für das Untersuchungsgebiet darzustellen. Die Vorgehensweise hierbei erfolgt in zwei Schritten (Abbildung 11). Ein hydrologisches Modell der Abflussprozesse bildet die Grundlage für die Darstellung der mit den Abflüssen verbundenen Nährstoffströme. Informationen zu den Nährstoffströmen sind wiederum entscheidend, um diejenigen Bereiche zu identifizieren, in denen Maßnahmen die größte Wirksamkeit erzielen. Die hierfür weiteren notwendigen Informationen werden durch die sogenannten Hydrological Response Units (HRU) in die Modellierabläufe integriert.



Nährstoff-Transport-Modell – Modul QSWAT+

Schritt 1: Abflussprozesse

Auf der Basis eines digitalen Höhenmodells sowie bestehender Fließ- und Stillgewässer (hellblau) [1] berechnet QSWAT+ ein hydrologisches Modell des Wassereinzugsgebiets [2].

Anhand von festgelegten Schwellenwerten berechnet QSWAT+ dabei zuerst die Einzugsgebiete der sog. Channels und Streams. Die Streams (dunkelblau) bilden die übergeordneten Fließgewässer ab, während die Channels (blau) als kleinere Untereinheiten dieser Flussabschnitte eine feinere Abbildung des Abflussgeschehens ermöglichen. Aus diesem Stream- und Channel-Netzwerk resultieren die Teileinzugsgebiete (rot) des Gesamtgebiets.

Schritt 2: Auswahl der Hydrological Response Units (HRUs)

Im nächsten Schritt wird das hydrologische Modell um Landnutzungs- und Landbedeckungsdaten (LULC) [3] und um Bodendaten [4] erweitert. Die Daten werden als Raster-Layer in das Modell integriert.

Auf Basis dieser Daten berechnet QSWAT+ anschließend die sog. Hydrological Response Units (HRUs) [5]. Die HRUs (lila) bilden die kleinsten Einheiten des Modells.

Bei einem HRU handelt es sich dabei um alle Rasterzellen in einem Channel-Einzugsgebiet, die die gleiche Kombination aus LULC, Bodenart und Hangneigung aufweisen. Die Zellen eines HRUs müssen dabei nicht zwingend miteinander verbunden sein. Die Channel-Einzugsgebiete werden von QSWAT+ als Landscape Units (LSUs) bezeichnet. Jedes LSU enthält somit mindestens ein HRU, je nach Auflösung der Modelldaten und Anzahl der Channels kann sich das Gesamteinzugsgebiet wie in der Abbildung aber auch aus mehreren tausend HRUs zusammensetzen.

Abbildung 11: Handlungsschritte bei der Modellierung des Wassereinzugsgebiets des Obersees mit QSWAT+

4.2.1. Abflussprozesse

Die Modellierung der hydrologischen Abflussprozesse basiert auf einem digitalen Höhenmodell mit Auflösung von 1x1m. Das Höhenmodell wird mit einem Fließgewässer-Layer (einschließlich der Drainagegräben) in QSWAT+ verschnitten. Basierend auf diesem kombinierten Layer berechnet QSWAT+ die Abflussgerinne. Die Abflussgerinne werden in die Kategorien „Streams“ und „Channels“ eingeteilt:

Die sogenannten Streams bilden die übergeordneten Fließgewässerverläufe ab. Die Auflösung, mit der die Streams ermittelt werden, wird durch einen wählbaren Schwellenwert bestimmt. Der Schwellenwert legt die Mindestanzahl der Rasterzellen im Datensatz fest, die zu einem Punkt entwässern müssen, um einen Stream zu bilden. In unseren Modellierungen wurde als Schwellenwert die Anzahl an Rasterzellen gewählt, bei der die Modellierung das tatsächliche Gewässernetz möglichst vollständig und räumlich präzise abbildet.

Eine zweite Kategorie der Abflussgerinne bilden die Channels. Als Channel bezeichnet werden sowohl Abschnitte innerhalb der Streams als auch Zuläufe zu den Streams. Die Berechnung der Channels ermöglicht eine räumlich hochaufgelöste Abbildung der Stofffrachten innerhalb des gesamten Gerinnenetzes. Durch die hohe räumliche Auflösung bei der Berechnung der Stofffrachten im Gerinnenetz lassen sich wiederum die Nährstoffausträge den einzelnen Teileinzugsgebieten zuordnen. Wie oben für die Streams erläutert, wird die räumliche Auflösung, mit der die Channels berechnet und dargestellt werden, ebenfalls anhand eines Schwellenwerts festgelegt. Wie für die Streams erfolgte die Festlegung des Channel-Thresholds durch experimentelle Näherung (Kap. 4.2.1.1). Nach der Berechnung des Gerinnenetzes aus Streams und Channels werden noch die bestehenden Stillgewässer in das Modell eingefügt, sowie sie Auslässe für das Gesamtgebiet festgelegt. Daraufhin berechnete QSWAT+ das hydrologische Abflussmodell des Untersuchungsgebiets.

4.2.1.1. Auswirkungen des Channel-Schwellenwerts auf das Gerinnenetz

Die einzelnen Channel bilden die Einheiten für die Quantifizierung der Stofffrachten im Untersuchungsgebiet. Der für die Quantifizierung der Stofffrachten notwendige Rechenaufwand wird maßgeblich durch die Anzahl der Channels bestimmt. Bei Simulationen der Stoffflüsse z.B. über einen Zeitraum von 10 Jahren in 1-Tages-Schritten können sich große Datenmengen ergeben. Um herauszufinden, ob die Auflösung des Channel-Netzwerkes und der damit verbundene Rechenaufwand einen signifikanten Einfluss auf die Aussagekraft des Modells bewirkt, wurde das Channel-Netzwerk für verschiedene Schwellenwerte berechnet. Bei sinkendem Threshold, also einer geringeren Fläche bzw. Anzahl von entwässernden Zellen als Voraussetzung für die Bildung eines Channels, nimmt die Channel-Anzahl sowie die Gesamtstrecke des Channel-Netzwerkes stark zu (Tabelle 3, Abbildung 12, Abbildung 13).

Tabelle 3: Auswirkungen des Channel-Schwellenwerts auf den Umfang des Channel-Netzwerkes

| Schwellenwert [ha] | Anzahl Channel | Summe Länge [km] | Durchschnittliche Länge [m] | Median Länge [m] |
|--------------------|----------------|------------------|-----------------------------|------------------|
| 5,00 | 392 | 109,2 | 278,5 | 201,0 |
| 3,00 | 659 | 145,9 | 221,4 | 157,6 |
| 1,50 | 1243 | 205,4 | 165,3 | 113,4 |
| 1,00 | 1849 | 251,8 | 136,2 | 100,0 |
| 0,50 | 3783 | 358,8 | 94,8 | 66,8 |
| 0,25 | 7794 | 521,8 | 66,9 | 47,8 |

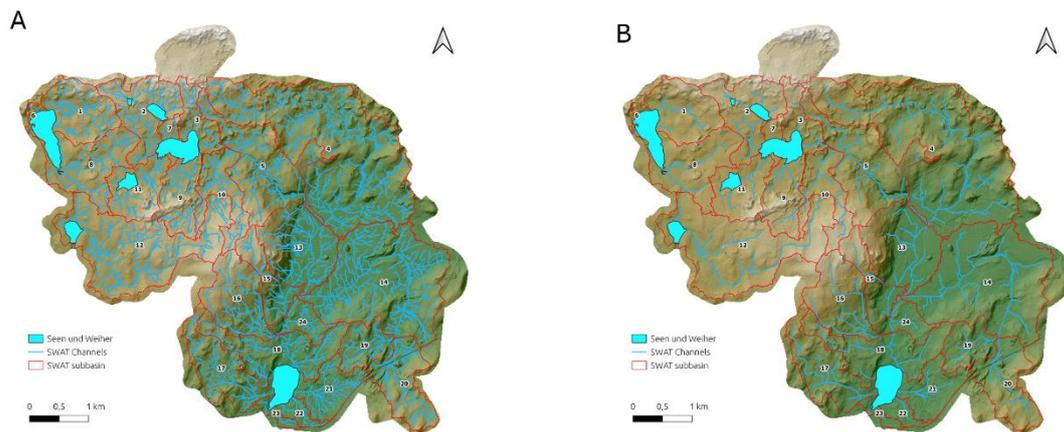


Abbildung 12: Channel-Netzwerk modelliert unterschiedlichen Schwellenwerten (SW). A: SW = 0,5 ha; B: SW = 5 ha.

Mit steigendem Schwellenwert nimmt die Zahl der Channels sowie die Gesamtlänge der Channels zunächst rapide ab (zwischen 0,25 – 1,5 ha). Mit weiterer Zunahme des Schwellenwerts (2 – 5 ha) verlangsamt sich die Abnahme der Werte für Anzahl und Gesamtlänge deutlich (Abbildung 13: [A], [B]). Dieser Effekt bildet den Umstand ab, dass bei geringem Schwellenwert einzelne Mulden und Vertiefungen des Geländes als Channels identifiziert werden, während höhere Schwellenwerte dazu führen, dass zunehmend jeweils nur miteinander verbundene Geländevertiefungen abgebildet werden.

Der nichtlineare Zusammenhang zwischen der Mindestzahl geforderter Rasterzellen bzw. entwässernder Fläche (Schwellenwert) und der Dichte des im Modell abgebildeten Channel-Netzwerks deutet auf die Schwierigkeit bei der Herleitung geeigneter Schwellenwerte hin. Zu geringe Schwellenwerte führen zu einer sehr hohen Dichte des Channel-Netzwerks und beinhalten somit eine große Zahl kleiner isolierter Geländeformen. Demgegenüber bilden hohe Schwellenwerte nur entsprechend große Channels ab.

Zur Annäherung an einen geeigneten Wert wurden mit unterschiedlichen Schwellenwerten berechnete Channel-Netze mit dem tatsächlichen Netzwerk der Fließgewässer und Drainagegräben im Gebiet verglichen. Hierfür wurden jeweils die Differenzen der Abdeckung zwischen den modellierten Channel-Verläufen und dem Fließgewässer-Layer berechnet. Weil die Verarbeitung des Channel-Netzwerks im Modell auf Rasterbasis erfolgt, kann eine deckungsgleiche Überlappung mit einem Fließgewässer-Layer, der mittels Vektordaten dargestellt wird, nicht vorausgesetzt werden. Um die auf geometrische Eigenschaften zurückzuführenden Abweichungen zu reduzieren, werden die Fließgewässer für die Berechnungen der gegenseitigen Abdeckung im Vektor-Layer mit einem Buffer (1m) versehen. Der Vergleich zeigt, dass ein umfangreicheres Channel-Netzwerk (kleine Schwellenwerte) den Fließgewässer-Layer besser abdecken (bei höheren Schwellenwerten nimmt der Anteil der nicht im Modell reproduzierten Gerinnestrecke zu: Abbildung 13: [C]). Andererseits wird deutlich, dass der Anteil an modellierten Gerinnen, die nicht im Gewässer-Layer abgebildet werden, vor allem bei kleinen Schwellenwerten sehr hoch ist (Tabelle 4, Abbildung 13 [D]).

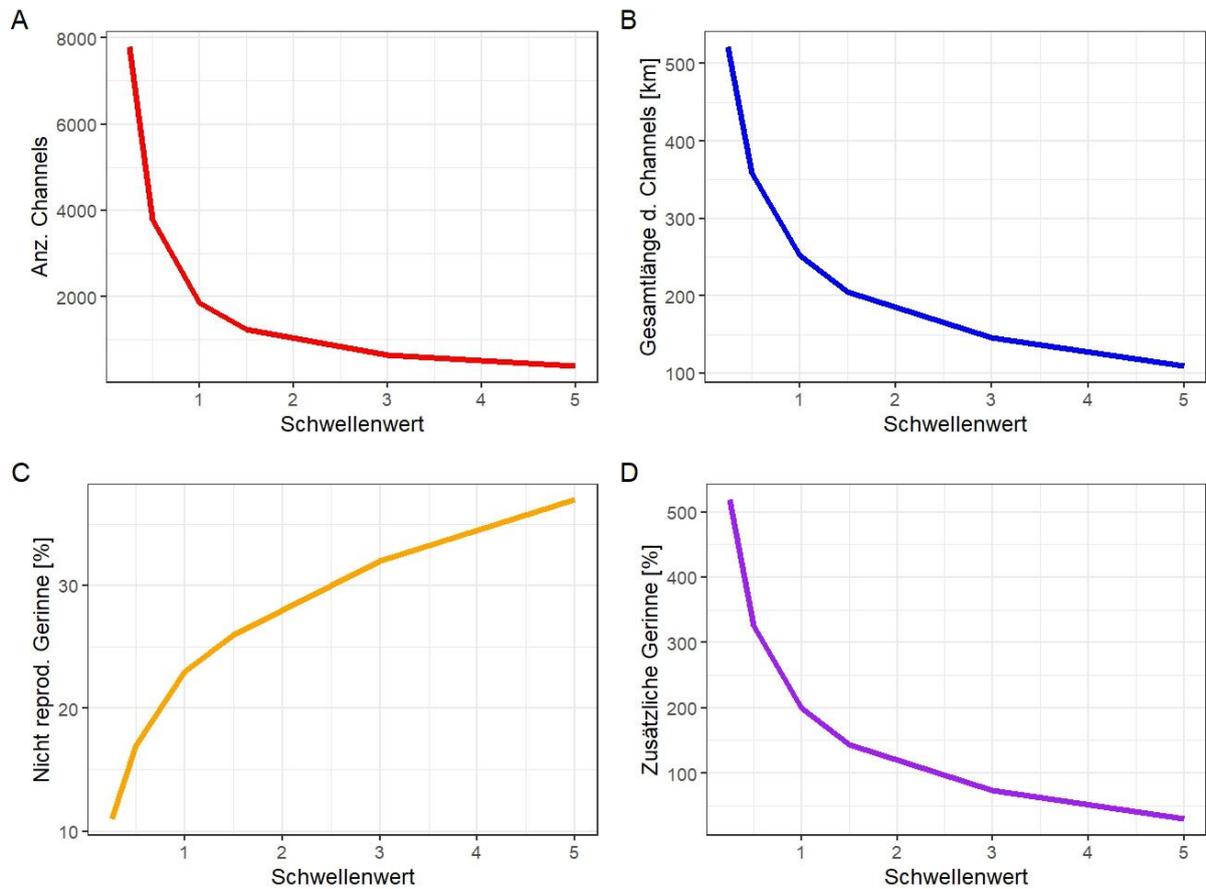


Abbildung 13: Auswirkungen der Festlegung des Mindestwerts (Schwellenwerts) der entwässernden Fläche bzw. Rasterzahl für die Abbildung von Gerinnen in SWAT+. Effekte auf die Anzahl [A] und die Gesamtlänge der im Modell abgebildeten Gerinne [B] sowie Effekte des Schwellenwerts auf den Vergleich zwischen Modell und den im Gebiet vorhandenen Fließgewässern und Drainagegräben: [C]=Anteil der im Gebiet vorhandenen Fließgewässer und Gräben, der nicht im Modell abgebildet wird, und [D]=Anteil der im Modell abgebildeten Gerinne, die nicht als Fließgewässer oder Drainagegräben im Gebiet sichtbar sind (Verglichen wird die Gesamtlänge der im Modell dargestellten Gerinne vs. Gesamtlänge der im Gebiet vorhandenen Gewässer jeweils für den zugrunde gelegten Schwellenwert).

Tabelle 4: Vergleich der Abdeckung des Fließgewässer-Layers durch das berechnete Channel-Netzwerk für verschiedene Channel-Schwellenwerte. Die Fließgewässer-Gesamtlänge beträgt 84,3 km.

| Schwellenwert [ha] | Summe Channel-Länge [km] | Summe der nicht abgebildeten Fließgewässer [km] | Anteil der nicht abgebildeten Fließgewässer [%] | Zusätzliche Gerinnestrecke im Vergleich zur Fließgewässerstrecke [%] |
|--------------------|--------------------------|---|---|--|
| 5,00 | 109,2 | 30,9 | 37 | 30 |
| 3,00 | 145,9 | 26,7 | 32 | 73 |
| 1,50 | 205,4 | 22,1 | 26 | 144 |
| 1,00 | 251,8 | 19,1 | 23 | 199 |
| 0,50 | 358,8 | 14,2 | 17 | 326 |
| 0,25 | 521,4 | 9,5 | 11 | 519 |

Wichtig im Zusammenhang mit den Zielsetzungen unseres Vorhabens ist die Frage nach den Auswirkungen der Schwellenwerte auf die Analyse des Stoffstromgeschehens. Um die Effekte unterschiedlicher Schwellenwerte auf die Modellierung der Stofffrachten zu untersuchen, wurden zwei identische SWAT-Modelle gebaut, die sich ausschließlich hinsichtlich ihres Channel-Schwellenwerts

unterscheiden (0,5 ha vs. 5,0 ha). Die Simulationsergebnisse wurden hinsichtlich der Abfluss- und Nährstoffspenden aus den Teileinzugsgebieten und hinsichtlich des Gesamtaustrags aus dem Untersuchungsgebiet analysiert.

Die vergleichenden Simulationen zeigen unabhängig vom jeweils festgesetzten Schwellenwert keine signifikanten Unterschiede der Abflusswerte (Kruskal-Wallis Chi-Quadrat = 21, df = 21, p = 0,4589; Abbildung 14). Dementsprechend ergeben sich aus der Festlegung des Schwellenwerts so wie sie im Rahmen unserer Modellierungen für das betreffende Untersuchungsgebiet vorgenommen wurden, keine nennenswerten Auswirkungen auf die Simulationen der Nährstoffströme.

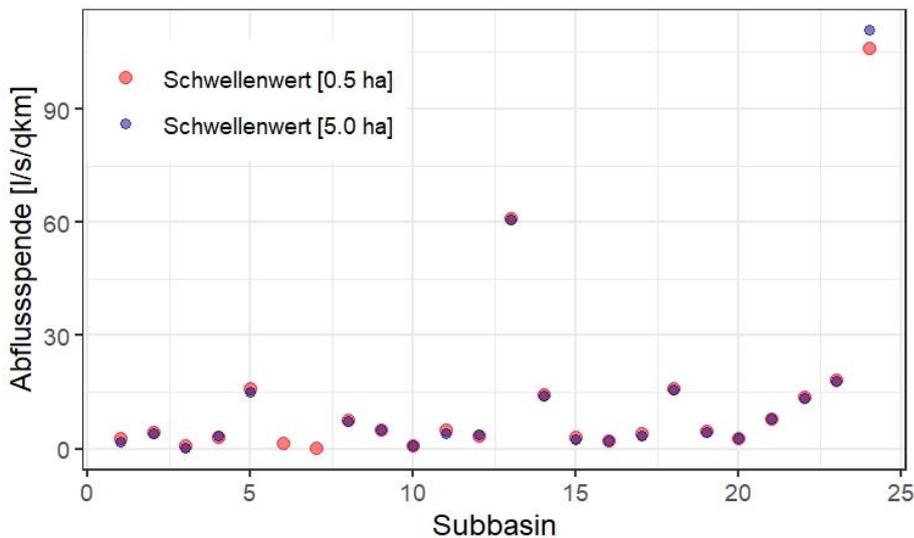


Abbildung 14: Abflüsse in den 24 Teileinzugsgebieten (Subbasin) innerhalb des Gesamteinzugsgebiets des Obersees, Gemeinde Kijßlegg i.A., modelliert mit zwei unterschiedlichen Schwellenwerten zur Abbildung der Gerinnedichte.

4.2.2. Auswahl der Hydrological Response Units (HRUs)

Für eine ganzheitliche Betrachtung der Nährstofffrachten sind zusätzlich zum Gerinnenetzwerk Daten zu Boden und insbesondere zur Landnutzung in den Einzugsgebieten der einzelnen Channels notwendig. Diese werden in SWAT+ durch die sogenannten Hydrological Response Units (HRUs) repräsentiert.

Auf Landschaftsebene bilden die HRUs in SWAT+ die zentralen Untereinheiten des Modells. Bei einem HRU handelt es sich dabei um alle Rasterzellen in einem Channel-Einzugsgebiet, die die gleiche Kombination aus Eigenschaften wie z.B. Landnutzung bzw. Landbedeckung (LULC), Bodenart und Hangneigung aufweisen. Die Channel-Einzugsgebiete werden von SWAT+ als sog. Landscape Units (LSUs) bezeichnet. Die Zellen eines HRUs müssen dabei nicht zwingend miteinander verbunden sein (Abbildung 15). Jedes LSU enthält somit mindestens ein HRU, je nach Auflösung der Modelldaten und Anzahl der Channels kann sich das Gesamteinzugsgebiet aber auch aus mehreren tausend HRUs zusammensetzen.

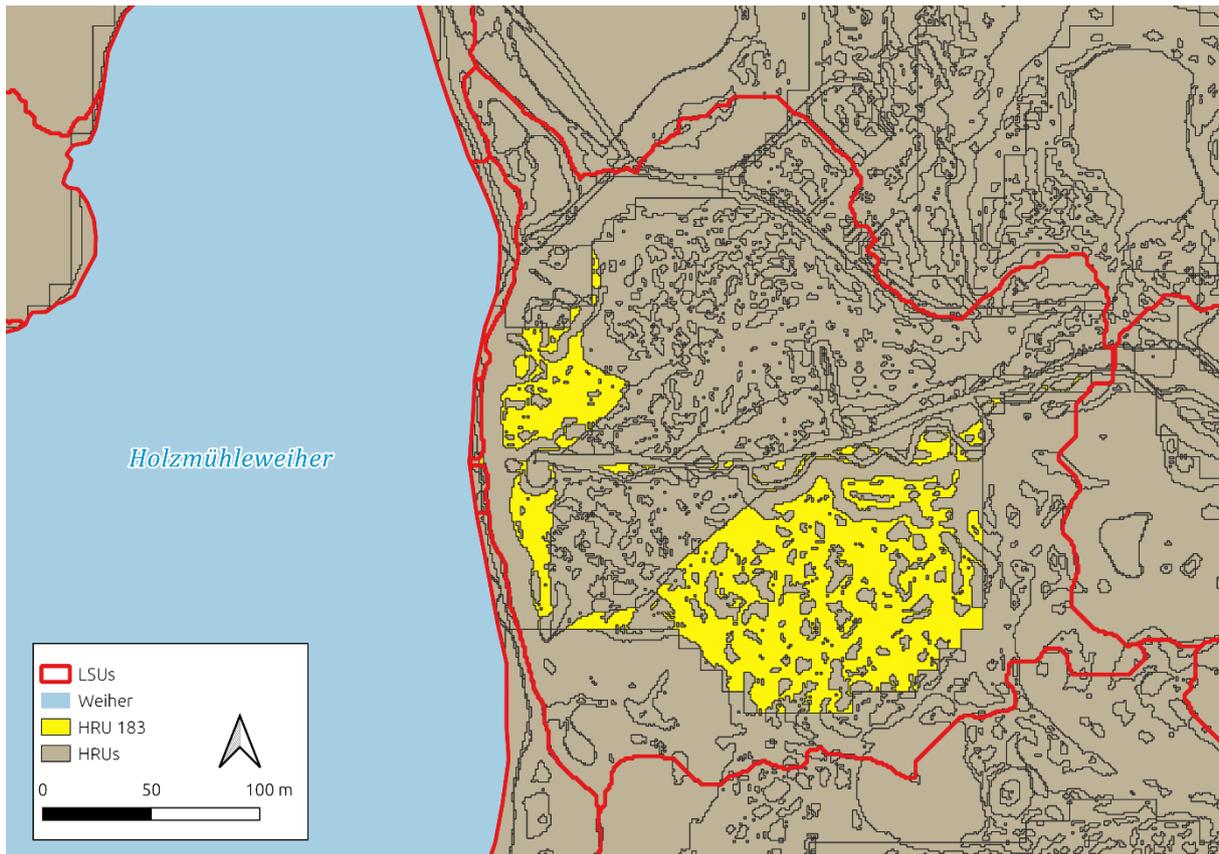


Abbildung 15: Exemplarische Darstellung einer Hydrological Response Unit (HRU Nr.183, gelb) im Bereich des Ablaufs des Holzühleweihers, Gemeinde Kiblegg im Allgäu. Sämtliche Rasterzellen dieses HRUs weisen die Eigenschaftskombination von Landnutzung Wald (LULC) auf der Bodenart Anmoorgley (Boden) und einer Hangneigung zwischen 2 und 8% auf.

Die Berechnungen der Nährstoffumsätze durch SWAT+ innerhalb der HRUs erfolgt unter Einbeziehung relevanter Einflussgrößen wie Vegetation, Landbewirtschaftung, Drainage etc.. In einem ersten Schritt werden von QSWAT+ alle möglichen HRUs des Modells berechnet. Hierfür wird das Modell mit den im Vorfeld erstellten (Kap. 4.1) Rasterdaten für Landnutzung bzw. Landbedeckung (LULC) sowie um die Informationen zu den Bodentypen und zur Hangneigung ergänzt. Für die Modellierungen des hier zu analysierenden Untersuchungsgebiets wurde die Hangneigung in die Kategorien <2%, 2 – 8% sowie >8% unterteilt. Dies sind die Bereiche, in denen im Gelände jeweils unterschiedliche Oberflächengerinnentypen entstehen. In unserem Untersuchungsgebiet handelt es sich beispielsweise bei Gerinnen in den flachen Bereichen bis zwei Prozent Gefälle auf Moor- bzw. anmoorigen Böden mehrheitlich um Drainagen.

4.2.2.1. Methoden für die HRU-Eingrenzung und Auswirkungen der Eingrenzung auf die Simulationsergebnisse

Die Einbeziehung aller HRUs eines Modells ist grundsätzlich möglich, führt jedoch dazu, dass zahlreiche, kleine HRUs in die Simulationsberechnungen einfließen, die keinen oder nur marginalen Einfluss auf die Ergebnisse haben und gleichzeitig die benötigte Rechenkapazität überproportional erhöhen. SWAT+ bietet verschiedene Methoden an, um die Auswahl der HRUs einzugrenzen:

1. *Dominant HRU*: Für jedes LSU wird das HRU mit dem größten Flächenanteil ausgewählt.
2. *Dominant landuse, soil, slope*: Für jedes LSU wird das HRU ausgewählt, das die Werte der jeweils größten Flächen für Landnutzung, Hangneigung und Bodenart enthält.

3. *Filter by landuse, soil, slope*: Hier können Grenzwerte für den minimalen Flächenanteil von Landnutzung, Hangneigung und Bodenart festgelegt werden. Liegen die Werte von HRUs unterhalb dieser Grenzwerte, werden die betreffenden HRUs entfernt.
4. *Filter by area*: Die HRUs werden basierend auf einem Grenzwert für die Mindestgröße ausgewählt.
5. *Target Number of HRUs*: Basierend auf einer bestimmten Zielanzahl, werden die HRUs mit den kleinsten Flächen je Teileinzugsgebiete entfernt.

Eine weitere Möglichkeit der Auswahlsteuerung besteht darin, bestimmte Landnutzungsarten von den oben genannten Ausschlussverfahren auszuschließen.

Im Projektverlauf wurden die Auswirkungen verschiedener Ausschlussverfahren auf die Modelliererergebnisse analysiert. Vergleichend untersucht wurden die Effekte der Verfahren 1 und 3 (mit einem Schwellenwert von jeweils 10%) auf Modellszenarien, die sich hinsichtlich der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung unterscheiden (u.a. Düngung bzw. Drainage ja/nein; s. dazu auch Kap. 4.3.6). Methode 1 resultiert dabei durchgehend in höheren durchschnittlichen Gebietsausträgen an Nitrat-Stickstoff und Gesamtphosphor (Abbildung 16). Der dominierende Anteil an Intensivgrünland im Untersuchungsgebiet wird bei Anwendung von Auswahlverfahren 1 als ausschließliches HRU-Charakteristikum im Modell verstärkt gewichtet. Bei unseren Modellierungen haben wir uns für Methode 3 entschieden, weil dadurch die unterschiedlichen kleinräumigen wechselnden Bedingungen im Untersuchungsgebiet präziser repräsentiert werden konnten als beispielsweise durch Auswahlverfahren 1.

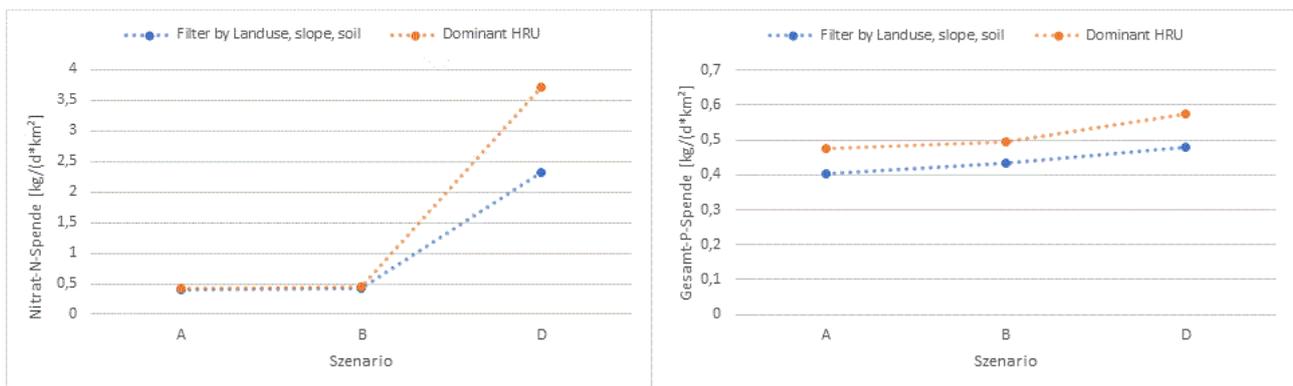


Abbildung 16: Vergleich der durchschnittlichen Nitrat-Stickstoff- (links) und Gesamtphosphor-Austräge (rechts) für unterschiedliche HRU-Auswahl-Methoden. Bewirtschaftungs-Szenarios: (A) Keine Düngung, Drainage oder Mahd; (B) Düngung von Intensivgrünland und Maisflächen; (D) Düngung wie (B), Drainage von Grünland nur auf Flächen mit Hangneigung <2%

Unsere Modellierung resultiert in insgesamt 9593 HRUs mit einer Gesamtfläche von 2781 ha. Mittels Auswahlverfahren 3 werden die HRUs in einem LSU anhand eines Schwellenwerts von jeweils 10% für LULC, Boden und Hangneigung gefiltert. Das heißt, ein HRU nimmt mindesten einen Anteil von 10% in einem LSU ein. HRUs unter diesem Schwellenwert werden ausgeschlossen. Durch Anwendung des Auswahlverfahrens 3 ließ sich die Anzahl der modellrelevanten HRUs um 70% auf 2864 reduzieren. Die Fläche der ausgeschlossenen HRUs beträgt dagegen nur 398 ha und damit lediglich 14% der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets. QSWAT+ verteilt die Gesamtfläche die die ausgeschlossenen HRUs einnehmen würden, an die als relevant identifizierten HRU-Typen. Die Verteilung erfolgt anteilig entsprechend der Ausdehnung der relevanten HRU-Typen. Durch dieses Vorgehen bleibt die simulierte Gesamtfläche, unabhängig des für die HRU-Charakterisierung gewählten Verfahrens erhalten.

Zusätzlich zu den o.g. Möglichkeiten zur Anpassung an die gegebenen Bedingungen bietet SWAT+ die Option, im Rahmen der Wassereinzugsgebietsmodellierungen potenzielle Überflutungsflächen (*Floodplains*) zu berechnen und führt zur Bildung sogenannter *Landscape Units* (LSUs). Es handelt sich

dabei um die Einzugsgebiete der einzelnen Channels, unterteilt danach, ob sie in oder außerhalb einer potenziellen Überflutungsfläche liegen. Diese Unterteilung wurde ebenfalls für die Berechnung der HRUs berücksichtigt. In der Praxis zeigte sich allerdings, dass diese Methodik häufig Programmfehler oder sogar Abstürze verursachte, weshalb auf eine Einbeziehung der *Floodplains* bei der Berechnung der HRUs verzichtet und keine Unterteilung der LSUs in Überflutungs- und Nicht-Überflutungsbereiche vorgenommen wurde. Nach Auswahl und Festlegung der HRUs werden die Modelldaten in den SWAT+ Editor importiert, wo das Modell dezidiert parametrisiert werden kann.

4.2.3. Chronologie der Modellentwicklung

Im Verlauf des Projekts wurden insgesamt 35 verschiedene Wassereinzugsgebietsmodelle des Untersuchungsgebiets erstellt (Tabelle 5). Zum einen, weil die Datengrundlage verbessert werden konnte (z.B. durch den Wechsel der DHM-Auflösung von 10m zu 1m oder durch die Erweiterung der Fließgewässerdaten um Drainagegräben, Kap. 4.1). Andererseits unterliegt die Modellierplattform SWAT+ häufigen Überarbeitungen der Entwickler und Herausgeber. Umstellungen auf die jeweils aktuelle Version gehen mit Verbesserungen der Funktionalitäten einher, sind jedoch immer mit einem Arbeitsaufwand verbunden. Die Modellierungen im Rahmen unseres Vorhabens wurden immer in der jeweils aktuellen Version von SWAT+ durchgeführt (Kap. 4). Darüber hinaus dienten einige Modellieransätze dazu, die Gewichtung einzelner Kenngrößen und die Potenziale verschiedener Funktionalitäten der Modellierplattform (z.B. HRU-Auswahlmethode, Channel-Dichte, Düngemenge etc.) zu untersuchen. Die gewonnenen Erkenntnisse resultierten in dem finalen Modell "MassnahmenKatalogV1".

Tabelle 5: 15 der 35 Modelle, die im Rahmen der Erprobung und Weiterentwicklung der Wassereinzugsgebietsmodellierung des Untersuchungsgebiets mit SWAT+ erstellt und simuliert wurden. AddedDrainDitchesV1 bildet dabei das erste und somit älteste Modell, MassnahmenKatalogV1 ist dagegen das finale Modell, auf dessen Ergebnisse u. a. die spätere Szenarienbildung basiert.

| Modellbezeichnung | DHM | Channel Threshold [ha] | Stream Threshold [ha] | Fließgewässer-Layer | Anmerkungen |
|-----------------------------|---------|------------------------|-----------------------|---------------------|---|
| AddedDrainDitchesV1 | 10m | 1,5 | 50 | FG_O | Ursprüngliches Modell |
| HiResFG4V322T3 | 1m | 5 | 50 | FG_AD4 | Hochaufgelöstes DHM mit Version 4 des überarbeiteten FG-Layers, in QGIS 3.22 mit QSWAT 2.2.5 |
| LowResFG4V322T1 | 10m_ext | 5 | 50 | FG_AD4 | Erweitertes DHM 10m, in QGIS 3.22 mit QSWAT 2.2.5 |
| LowResFG4V322LSUS | 10m_ext | 5 | 50 | FG_AD4 | Erweitertes DHM 10m, in QGIS 3.22 mit QSWAT 2.2.5, HRU-Ausschluss nicht wie bei anderen Modellen, sondern im Single-Modus |
| LowResFGOV322 | 10m_ext | 5 | 50 | FG_O | Erweitertes DHM 10m, in QGIS 3.22 mit QSWAT 2.2.5, mit ursprünglichem FG-Layers zwecks Vergleich mit dem neuen Layer, wieder mit 10%HRU-Methode wie bei LRF4T1 |
| LowResFG4PlausibleBiomassV1 | 10m_ext | 1,5 | 50 | FG_AD4 | Modell zur Analyse der Biomasse/Ertragsproblematik mit geändertem Usersoil (Usersoil V14 - ohne Anion_Excl und CRK) |
| ProjectBiomasseV2 | 10m_ext | 1,5 | 50 | FG_AD4 | Modell zur Analyse der Biomasse/Ertragsproblematik mit geändertem Usersoil (Usersoil V15) |
| HRv1 | 1m_ext | 1,5 | 50 | FG_AD4 | Erste Version mit hochaufgelöstem DHM am Rechner, mit QSWAT 2.3 und Editor 2.2, Usersoil V15 |
| CWSim20230320 | 1m_ext | 1,5 | 50 | FG_AD4 | CW nicht als LULC, sondern als Lakes (RES=3, Wetlands) hinzugefügt, mit QSWAT 2.3 und Editor 2.2, Usersoil V15 |
| WetlandTestSim20230324 | 1m_ext | 1,5 | 50 | FG_AD5 | CW als Ponds mit Wetland-Release Decision Table |
| Rev6056Date3003 | 1m_ext | 1,5 | 50 | FG_AD5 | SWAT+ Revision 60.5.6, auch Vergleich mit Rev 60.5.4 |
| CWTest20230427 | 1m_ext | 1,5 | 50 | FG_AD6 | Testmodell für Effekt von potentiellen CW. CWs werden als Landnutzung WETN eingebaut, jährlich 2-facher Entzug durch simulierten Röhricht-Schnitt, auch Vergleich Rev 60.5.4 mit 60.5.6 |
| CWTestVergleichBaseline | 1m_ext | 1,5 | 50 | FG_AD6 | Modell zur Abschätzung der CW-Auswirkungen (s. voriges Modell) |
| CWSim20230511 | 1m_ext | 1,5 | 50 | FG_AD6 | Neuer Vergleich möglicher Wetland-Effekte, Ernte-Ausschuss = 0 und Weihervolumen wurden an Realität angepasst |
| MassnahmenKatalogV1 | 1m_ext | 5 | 50 | FG_AD8 | Basis für Berechnungen für den Maßnahmenkatalog (CW, CD, VFS). QSWAT+ 2.4.0 und Editor 2.3.1, Rev. 60.5.7 |

4.3. Parametrisierung der wassereinzugsbasierten Stoffstromanalyse

Die Parametrisierung der Wassereinzugsgebietsmodelle erfolgt im sogenannten SWAT+ Editor. Dazu muss das jeweilige Modell zuerst als Projekt in den Editor geladen werden. Nach dem Datenimport bietet der SWAT+ Editor eine Übersicht wichtiger Kerndaten zum Modell (Abbildung 17). Dargestellt werden insbesondere projektbezogenen Informationen wie die Gesamtfläche, der Simulationszeitraum, die Anzahl von TEZG sowie HRUs und auch ein Verteilungsdiagramm der Landnutzungen, die nach der HRU-Auswahl Eingang in das Modell gefunden haben. Weiter zeigt der Editor bereits für das betreffende Einzugsgebiet durchgeführte Simulationen als „Szenarien“ an.

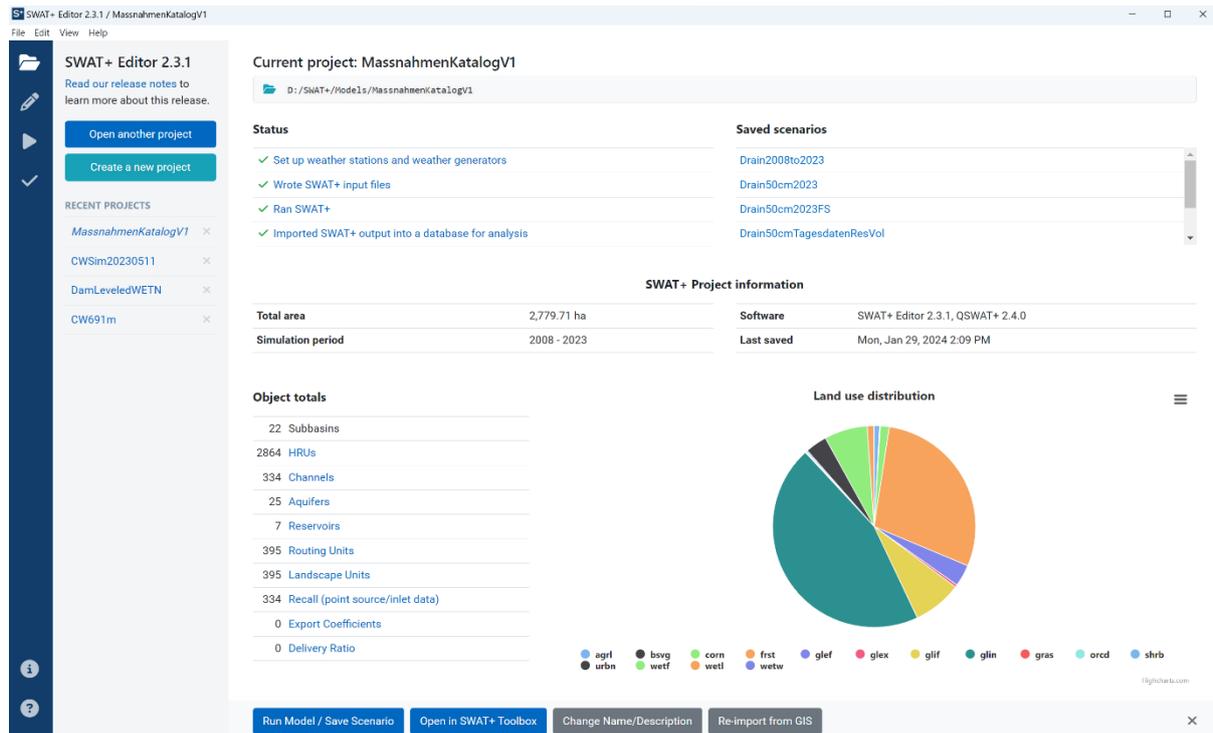


Abbildung 17: Startseite des SWAT+ Editors nach erfolgreichem Import des Wassereinzugsmodells aus QSWAT+

Der SWAT+ Editor bietet eine Vielzahl von Parametern, mit denen die einzelnen Szenarien detailliert konfiguriert und angepasst werden können. Im Folgenden werden wichtige Parameter vorgestellt, die im Rahmen der Weiterentwicklung und Verbesserung unserer Modellierungen getestet und angewendet wurden.

Einstellungsmöglichkeiten bieten sich in insgesamt 13 Themenbereichen (Abbildung 18). Jeder Bereich ist dabei in mehrere Untermenüs gegliedert, in denen dezidierte Einstellungen vorgenommen werden können. Für unsere Modellierungen sind vor allem Bereiche relevant, die dazu dienen, die Abflussmodellierung möglichst realitätsnah abzubilden und die Nährstoffflüsse im Untersuchungsgebiet (u.a. durch Parametrisierung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsformen) möglichst realitätsnah zu simulieren:

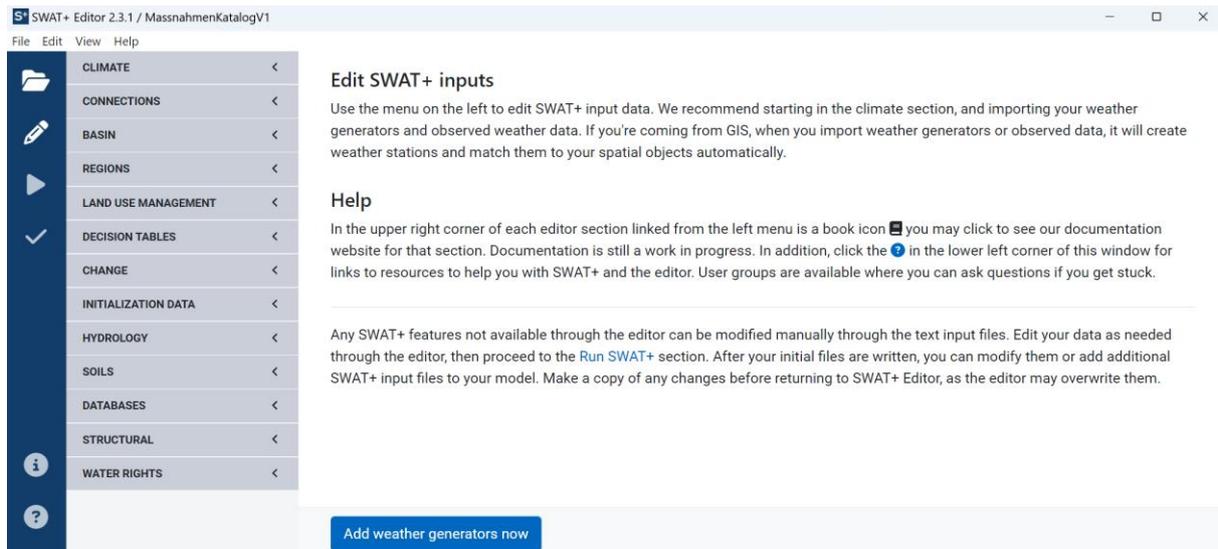


Abbildung 18: SWAT+ Editor. Linksseitig bestehen 13 übergeordnete Bereiche, in denen Einstellungen am Modell vorgenommen werden können.

4.3.1. Climate

Im Abschnitt „Climate“ werden die vorbereiteten Klimadaten (Kap 4.1) importiert. Falls entsprechende Daten mit regionalem Bezug fehlen oder nur lückenhaft zur Verfügung stehen, kann prinzipiell ein „weather generator“ Daten simulieren. Im vorliegenden Fall wurden Wetterdaten der Stationen Konstanz und Leutkirch i. A. verwendet. Die Datensätze weisen kaum Lücken auf (Tabelle 6). An den wenigen Tagen, für die keine Daten vorlagen, wurden Werte mittels Wettergenerator simuliert. Dem Wettergenerator liegen die Daten des Climate Forecast Reanalysis Systems (CFSR) zugrunde.

Tabelle 6: Anteile fehlender Tageswerte für die Klimadaten über den Zeitraum vom 01.01.2008 bis zum 31.12.2023 an den Wetterstationen Konstanz und Leutkirch ($N_{\text{gesamt}} = 5844$ Tage)

| Parameter | Anzahl fehlender Tageswerte | Anteil [%] an Gesamtdatenpunkten |
|---------------------|-----------------------------|----------------------------------|
| Globalstrahlung | 33 | 0,56 |
| Niederschlag | 24 | 0,41 |
| Rel. Luftfeuchte | 78 | 1,33 |
| Temperatur | 7 | 0,12 |
| Windgeschwindigkeit | 120 | 2,05 |

4.3.2. Basin

Hier werden grundlegende physikalische Eigenschaften des Wassereinzugsgebiets festgelegt. Die physikalischen Prozesse können in den Untermenüs *Codes* und *Parameters* gesteuert und angepasst werden. Sofern keine Änderungen vorgenommen werden, verwendet SWAT+ die angegebenen Standardwerte. Im Zuge unserer Modellierungen haben Anpassungen im Untermenü *Codes* (Anpassung des Boden-Phosphor-Modells (*soil_p*) sowie die Einbeziehung der Berechnung der Höhe des Wasserspiegels, *wtable*, Anpassung von 0 zu 1) dazu geführt, dass die modellierten Werte des Grünlandertrags näher an den empirischen Erwartungswerten liegen.

Über die Variable *nostress*, lassen sich die in Zusammenhang mit der Nährstoffversorgung stehenden Stressoren- bzw. sämtliche Stressoren ausschalten. Diese Funktion kann hilfreich sein, um bei nicht plausiblen Simulationsergebnissen mögliche Fehlerquellen zu identifizieren und zu korrigieren.

Im Bereich *Parameters* haben sich im Zuge unserer Untersuchungen vor allem zwei Variablen als wirksam erwiesen, um die Grünlanderträge den gemessenen Werten anzugleichen: Der Humusmineralisierungsfaktor (*orgn_min*) zeigte besonders in den Gebieten mit humusreichen Moor- bzw. Moorfolgeböden einen deutlichen Effekt. Die Phosphorverfügbarkeitsindex (*p_avail*; je niedriger, desto höher ist die Menge an pflanzenverfügbarem Phosphor) kann ebenfalls genutzt werden, um die modellierten Grünlanderträge realitätsnah anzupassen.

4.3.3. Structural

Die Parametrisierung der Drainagebedingungen im Untersuchungsgebiet erfolgte in diesem Bereich. Hier können zudem noch weitere Maßnahmen wie Best Management Praktiken, Randstreifen (VFS, siehe Kap. 4.7.3) und begrünte Fließwege („grassed waterways“) eingestellt werden. Grundsätzlich gibt es im Untersuchungsgebiet keine Daten zu den Verläufen der unterirdischen Drainagen. In unseren Modellierungen gehen wir daher davon aus, dass alle Grünlandflächen mit einer Hangneigung $\leq 2\%$ drainiert werden. Dies trifft auf 18% der gesamten Grünlandflächen zu. Zur Implementierung der Drainagen in das Modell mussten die betroffenen Flächen als separate SWAT+-Landnutzungsklassen neu definiert werden. Da für die erforderlichen Variablen für die Drainageparametrisierung nur wenig bis keine Literaturdaten zur Verfügung stehen, wurde entweder der Standardwert oder im Freiland erhobene Werte verwendet (Abbildung 19). Der effektive Drainageradius wurde aus Skaggs (1980) entnommen und gilt für Tondrainagen. Der Anteil der verschiedenen Typen der Drainagerohre ist für das Untersuchungsgebiet nicht bekannt. Die Distanz zwischen den unterirdischen Drainagen wurde auf der Basis von Geländebegehungen abgeschätzt. Der Drainagekoeffizient wurde von 10 auf 20 mm/Tag erhöht.

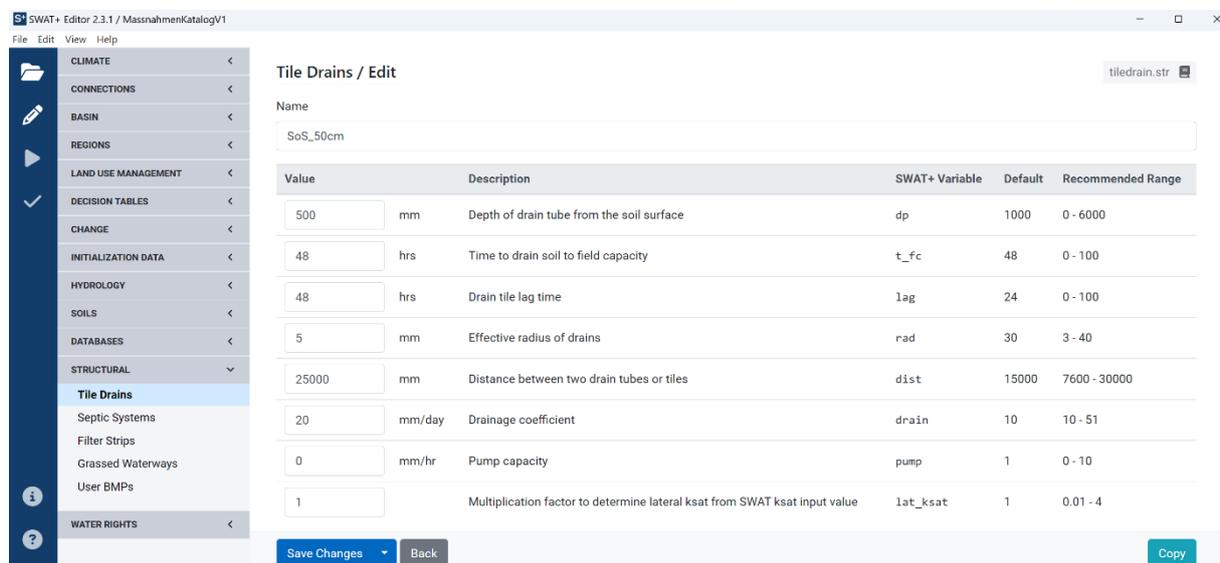


Abbildung 19: Drainage-Parametrisierung im SWAT+ Editor

Im Zuge der Szenarienbildung wurden die Auswirkungen von bepflanzten Randstreifen („Vegetative Filter Strips“, VFS) simuliert, wobei die SWAT+-Standardwerte nicht verändert wurden. Eine genauere Beschreibung der Methode findet sich in Kap. 4.7.3.

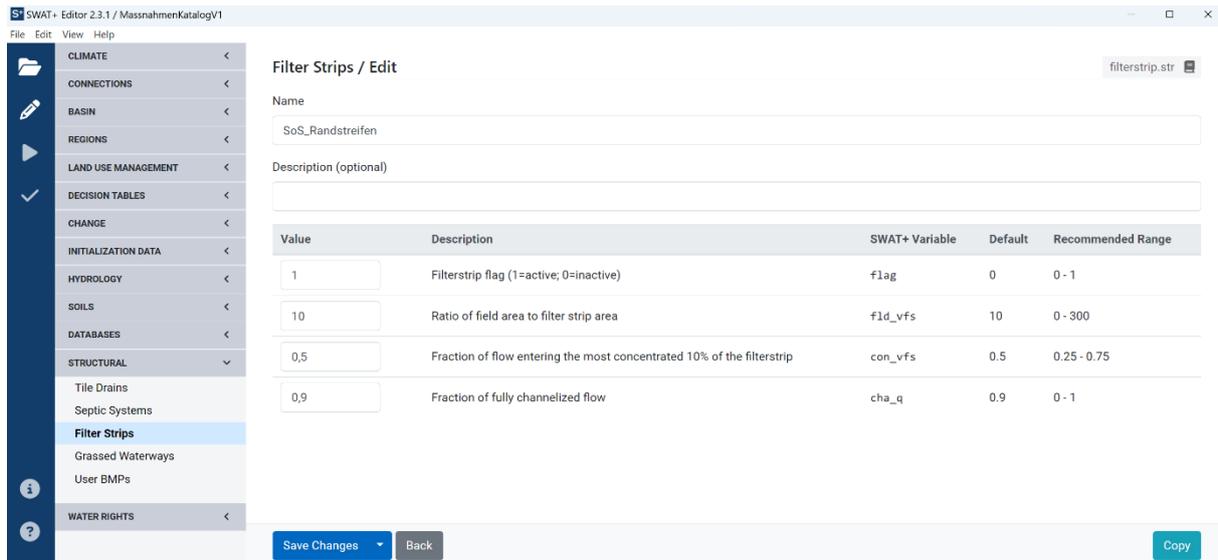


Abbildung 20: Parametrisierung von Vegetative Filter Strips (Randstreifen) im SWAT+ Editor

4.3.4. Databases

In diesem Menü können die Datenbanken zu verschiedenen Faktoren wie Düngemittelzusammensetzung, Landnutzungsklassen oder Bodenbewirtschaftungsformen angesteuert und angepasst werden. Im Untersuchungsgebiet wird hauptsächlich Rindergülle zur Düngung der intensiv genutzten Grünlandflächen eingesetzt (ca. 20 m³ pro Hektar und Jahr und Gabe). Dies entspricht bei 6-maliger Düngung einer jährlichen Stickstoffausbringung von ca. 300 kg/ha. Auf Maisäckern kommt zudem auch mineralischer Phosphat-Stickstoff-Dünger (DAP 18-46-00) mit etwa 200 kg/ha/a zur Anwendung. Für unsere Modellierungen wurden für Wirtschaftsdünger folgende Werte eingesetzt: 3 kg Gesamtstickstoff pro m³ (davon 2 kg Ammonium-N) und 0,65 kg Phosphat-P pro m³¹. SWAT+ ermöglicht den Faktor „Milchviehgülle“ zu aktivieren, jedoch sind die enthaltenen Nährstoffwerte drei- bis fünfmal höher als die der bei uns anfallenden Gülle.

4.3.5. Initialization Data

Die Ausgangsbedingungen zu Simulationsbeginn werden in diesem Bereich für vier Faktorengruppen festgelegt:

Plant Communities – Hier werden den Landnutzungsklassen entsprechende Pflanzengesellschaften zugeordnet. Für die einzelnen Pflanzengemeinschaften werden die Biomasse, Blattflächenindex, das Reifestadium der Pflanzen und die tote Biomasse zu Simulationsbeginn angegeben. Über Einstellung „Landbedeckung ja/nein regelt SWAT+ das Pflanzenwachstum auf einer betroffenen Fläche. Ist eine Pflanzengemeinschaft im Sinne von SWAT+ nicht als Landbedeckung klassifiziert, findet zu Simulationsbeginn kein Pflanzenwachstum auf dieser Fläche statt, unabhängig von der designierten Pflanzengemeinschaft.

Die für die Pflanzengesellschaften in SWAT+ vorgegebenen Werte (insbesondere für die Ausgangsbiomasse) wurden im Zuge unserer Modellierungen teilweise modifiziert. Im Vergleich mit Literaturwerten für unsere Regionen scheint beispielsweise die Biomasse von 50.000 kg/ha² für

¹ Werte entnommen aus: <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/duengung/guelle/duenger/guelleinhaltsstoffe.htm> (letzter Zugriff 24.02.2024)

² Alle Biomasseangaben in diesem Bericht erfolgen in kg Trockenmasse.

nichtbewaldete Feuchtgebiete als deutlich zu hoch und wurde auf 20.000 kg/ha verringert. Für die Grünlandklassen orientieren sich die von uns verwendeten Werte an den Richtwerten des Landwirtschaftliche Zentrums Baden-Württemberg (LAZBW). Demnach entspricht 1 cm Aufwuchs einer Biomasse von 500 kg/ha. Da die Simulationszeiträume jeweils zum 1. Januar gestartet wurden, ergab sich bei einem zu erwartenden geringen Aufwuchs von nur etwa 5 cm eine Ausgangsbiomasse von 2500 kg/ha.

Soil Plant – Hier kann der Gehalt an Bodenwasser, Nährstoffen, Pestiziden, Pathogenen und Schwermetallen im Boden festgelegt werden.

Organic Mineral – Dieses Menü bietet die Möglichkeit, den Mineraliengehalt im Wasser zu Simulationsbeginn zu quantifizieren. Standardmäßig sind alle Werte auf 0 gesetzt.

Constituents – Hier lassen sich Pestizid- und Pathogenanteile im Wasser auf HRU-Ebene spezifizieren.

Abgesehen von den Pflanzengesellschaften waren für unsere Modellierungen weitergehende Änderungen der Standardwerte von SWAT+ nicht notwendig.

4.3.6. Land Use Management

Dieser Bereich enthält die wesentlichen Optionen zur Parametrisierung des Modells hinsichtlich der Bewirtschaftungsweisen. Für unserer Modellierungen waren dabei drei Untermenüs besonders relevant: „Operations Database“, „Management Schedules“ und „Land Use Management“, das etwas irreführend dieselbe Bezeichnung trägt wie der Bereich.

4.3.6.1. Operations Database

Die Modellierplattform hält eine Datenbank mit Werten vor, um verschiedene Maßnahmen im Zuge der landwirtschaftlichen Bearbeitung zu parametrisieren, u.a. Bewässerung (*Irrigation*), Ernte (*Harvest*), Bodenbearbeitung (*Tillage*) und Betriebsmitteleinsatz (*Chemical Application*, z.B. für Düngung, aber auch Pestizide). Die einzelnen *Operations* bilden dabei die Bausteine, die zu Bewirtschaftungsabläufen (*Management Schedules*) kombiniert werden.

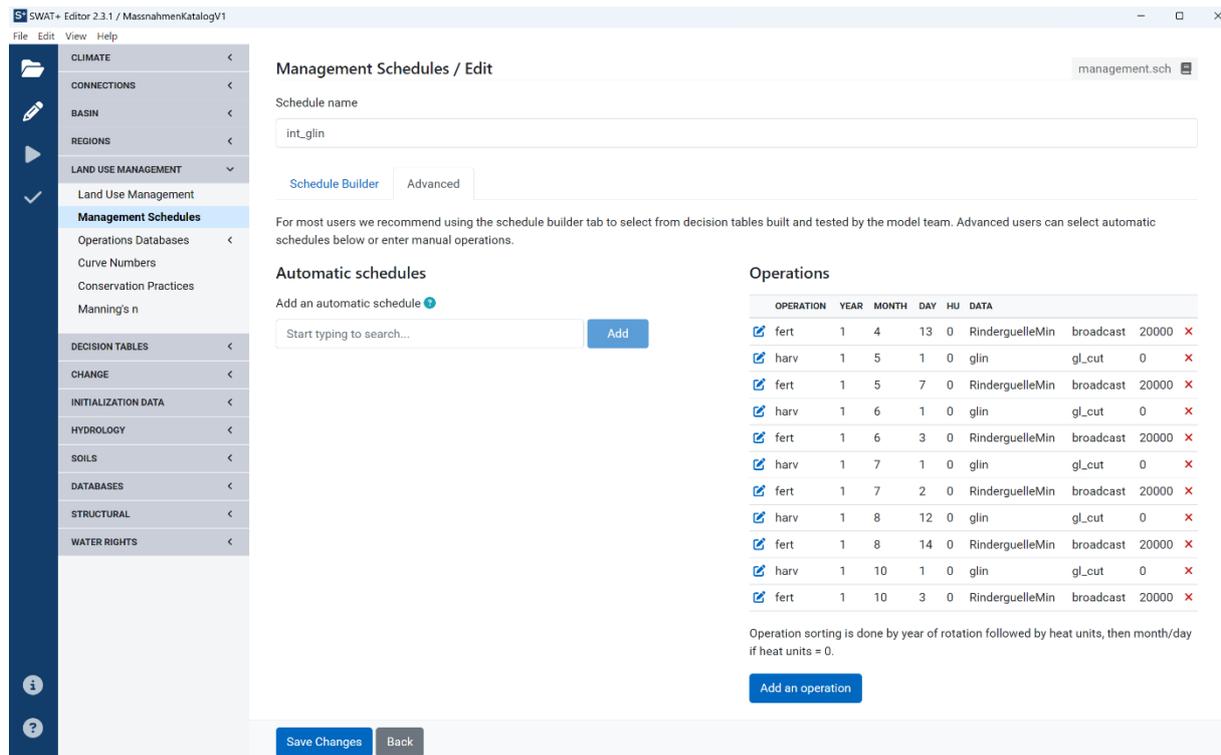
4.3.6.2. Management Schedules

In diesem Untermenü können Bewirtschaftungsabläufe für die einzelnen Landnutzungen zur Simulation definiert werden. Über die zuvor vorgestellten *Operations* (s. o.) oder über *Decision Tables* (DTs) können komplexe Vorgänge mit einem umfangreichen Satz aus Bedingungen und daraus folgenden Aktionen programmiert werden (Beispiel: Wenn die Bodenfeuchte unter den Wert x fällt, dann soll die Pflanze y ausgesät werden.). Die zeitliche Ausführung einer Operation kann entweder über die Auswahl eines Datums oder über die sog. Heat Units³ gesteuert werden. In den hier vorgestellten Simulationen kommt ausschließlich die Steuerung mittels Datums zum Einsatz. Für zahlreiche Landnutzungsklassen (z.B. Mais) bietet SWAT+ bereits vorgefertigte Zeitabläufe an, deren Ausführung im Modell auf den DTs basiert. Die Anwendung der vorgefertigten Zeitabläufe lieferte für unser Untersuchungsgebiet keine plausiblen Ertragsdaten, sodass für die Maisanbauflächen und insbesondere die Grünlandflächen ein eigener Schedule erstellt wurde:

³ Das Konzept der Heat Units geht davon aus, dass ein direkter Zusammenhang zwischen Pflanzenwachstum und Temperatur besteht.

Mais – Der simulierte Ablauf besteht aus insgesamt fünf sogenannten Operations: Zweimal Düngung (org. und mineralisch), Aussaat, Ernte und Bodenbearbeitung vor der Aussaat. Die zeitliche Abfolge der Ausführung orientiert sich an der regionalen landwirtschaftlichen Praxis.

Grünland – Hier wird zwischen intensiv- und extensiv-bewirtschafteten Flächen differenziert. Für Intensivgrünland werden Abläufe mit sechsmaliger Düngung sowie fünfjähriger Mahd definiert. Auf den extensivierten Flächen wird nicht gedüngt und zweimal pro Jahr gemäht. Auf den Grünlandflächen finden keine Aussaat oder Bodenbruch statt. Für Intensivgrünland ergeben sich 11 Operations (Abbildung 21), für Extensivgrünland zwei Operations.



Management Schedules / Edit

Schedule name: int_glin

Automatic schedules

Add an automatic schedule

Start typing to search... Add

| OPERATION | YEAR | MONTH | DAY | HU | DATA |
|-----------|------|-------|-----|----|---------------------------------|
| fert | 1 | 4 | 13 | 0 | RinderguelleMin broadcast 20000 |
| harv | 1 | 5 | 1 | 0 | glin gl_cut 0 |
| fert | 1 | 5 | 7 | 0 | RinderguelleMin broadcast 20000 |
| harv | 1 | 6 | 1 | 0 | glin gl_cut 0 |
| fert | 1 | 6 | 3 | 0 | RinderguelleMin broadcast 20000 |
| harv | 1 | 7 | 1 | 0 | glin gl_cut 0 |
| fert | 1 | 7 | 2 | 0 | RinderguelleMin broadcast 20000 |
| harv | 1 | 8 | 12 | 0 | glin gl_cut 0 |
| fert | 1 | 8 | 14 | 0 | RinderguelleMin broadcast 20000 |
| harv | 1 | 10 | 1 | 0 | glin gl_cut 0 |
| fert | 1 | 10 | 3 | 0 | RinderguelleMin broadcast 20000 |

Operation sorting is done by year of rotation followed by heat units, then month/day if heat units = 0.

Add an operation

Save Changes Back

Abbildung 21: SWAT+ Editor Management Schedule für die Landnutzungsklasse Intensivgrünland

In der landwirtschaftlichen Praxis orientieren sich der konkrete Zeitpunkt für Mahd und Düngung an der jeweils aktuellen Witterung. Um beispielsweise Düngerverluste zu vermeiden, werden Tage mit Starkregen für die Ausbringung vermieden. Dieser Aspekt muss bei Simulationen berücksichtigt werden, die über längere Zeiträume durchgeführt werden und mit den realen Niederschlagsdaten arbeiten. Um diesem Umstand möglichst Rechnung zu tragen, wurden die Witterungsdaten analysiert und Abschnitte für die simulierte Düngerausbringung verwendet, die dem Vorgehen und den Entscheidungen in der landwirtschaftlichen Praxis am ehesten Rechnung tragen (Abbildung 21). Der Mahdzeitpunkt wurde in der Simulation auf 1-2 Tage vor der nachfolgenden Düngung festgelegt.

4.3.6.3. Land Use Management

Dieses Untermenü bildet den zentralen Knotenpunkt der Landnutzungsparametrisierung. Den SWAT+-Landnutzungsclassen des Modells werden die zuvor erstellten Bewirtschaftungsabläufe (*Management Schedules*) sowie gegebenenfalls weitere technische Maßnahmen (wie Drainagen oder Randstreifen) für die Modellierung zugewiesen (Abbildung 22). Außerdem können spezifische Variablen wie die *Curve Number* (CN2) oder der Manning'sche Rauigkeitskoeffizient (*Manning's N*), die Bildung und Intensität des Oberflächenabflusses beeinflussen, festgelegt werden (Neitsch et al., 2011).

SWAT+ Editor

File Edit View Help

Land Use Management landuse.lum

Search...

Showing 1 - 15 of 15 rows

| NAME | CALIBRATION GROUP | PLANT COMM. | MANAGEMENT SCH. | CN2 | CONS. PRAC. | URBAN | URBAN RUNOFF | MANNING'S N | TILE DRAIN | SEPTIC TANK | FILTER STRIP | GRASSED WATERWAY | BMPS | DESCRIPTION |
|----------|-------------------|-------------|-----------------|------------|---------------|-------|-----------------|----------------|------------|-------------|------------------|------------------|------|-------------|
| agr_lum | | agr_comm | agr_rot | rc_strow_g | cross_slope | | | convtill_res | | | | | | |
| bsvg_lum | | bsvg_comm | | rc_strow_g | up_down_slope | | | convtill_nores | | | | | | |
| corn_lum | | corn_comm | corn_rotfert | rc_strow_g | cross_slope | | | convtill_res | | | | | | |
| frst_lum | | frst_comm | | wood_f | up_down_slope | | | forest_med | | | | | | |
| glef_lum | | glef_comm | ext_glef | pasth | up_down_slope | | | densegrass | SoS_50cm | | | | | |
| glex_lum | | glex_comm | ext_glex | pasth | up_down_slope | | | densegrass | | | | | | |
| glif_lum | | glif_comm | int_glif | pasth | up_down_slope | | | densegrass | SoS_50cm | | SoS_Randstreifen | | | |
| glin_lum | | glin_comm | int_glin | pasth | up_down_slope | | | densegrass | | | SoS_Randstreifen | | | |
| gras_lum | | gras_comm | | pastg_f | up_down_slope | | | densegrass | | | | | | |
| orcd_lum | | orcd_comm | | woodgr_g | cross_slope | | | shortgrass | | | | | | |
| shrb_lum | | shrb_comm | | rc_strow_g | up_down_slope | | | convtill_nores | | | | | | |
| urbn_lum | | | | urban | up_down_slope | urld | buildup_washoff | urban_asphalt | | | | | | |
| wetf_lum | | wetf_comm | | wood_p | up_down_slope | | | forest_med | | | | | | |
| wetl_lum | | wetl_comm | | wood_p | up_down_slope | | | forest_med | | | | | | |
| wetw_lum | | wetw_comm | | wood_p | up_down_slope | | | forest_med | | | | | | |

Create Record

Abbildung 22: Das Untermenü "Land Use Management" im SWAT+ Editor. Hier laufen die vorangegangenen Parametrisierungen für die SWAT+-Landnutzungsklassen eines Modells zusammen. Neben den Pflanzengesellschaften (Plant Comm.) können Bewirtschaftungsabläufe (Management Sch.) und weitere Maßnahmen wie unterirdische Drainagen (Tile Drain) oder Randstreifen (Filter Strips) zugeordnet werden, aber auch Variablen, die das oberflächliche Abflussgeschehen auf den jeweiligen Flächen maßgeblich mitbestimmen, wie die Curve Number (CN2) oder der Manning'sche Rauigkeitskoeffizient (Manning's N), angepasst werden.

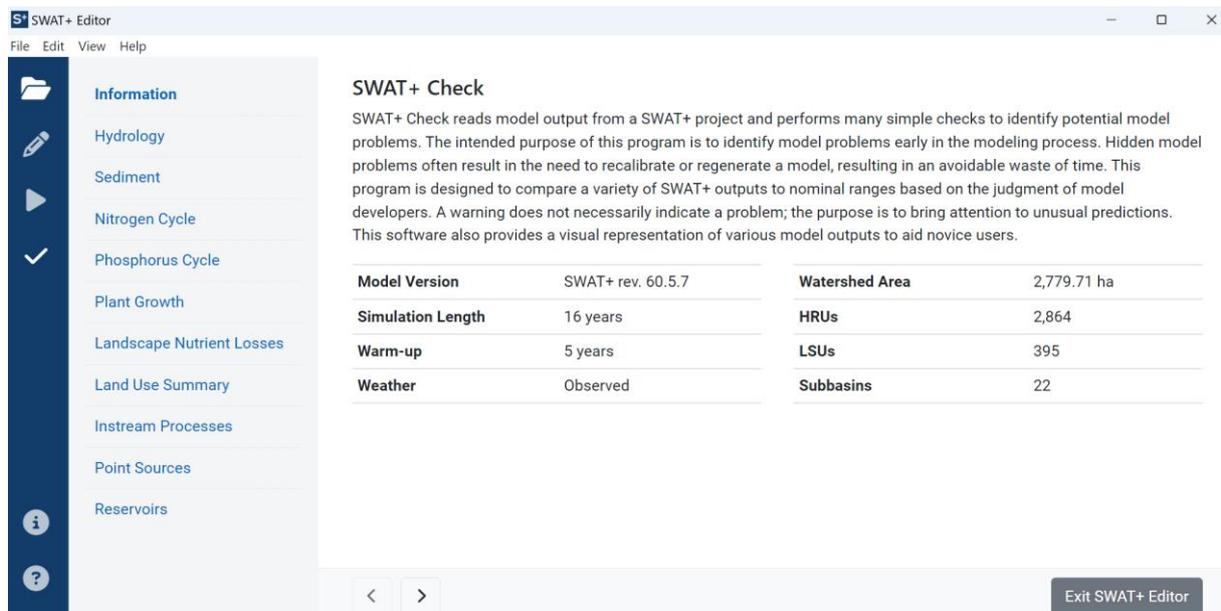
4.4. Simulationsdurchführung

Nach der Parametrisierung kann die Simulation ausgeführt werden. Zuerst wird der gewünschte Simulationszeitraum ausgewählt. Dieser korreliert mit den verfügbaren Klimadaten – mit der finalen Modellversion wird das Abflussgeschehen vom 1. Januar 2008 bis zum 31. August 2023 simuliert. Zudem wurde eine sogenannte Warm-up Periode von 5 Jahren gewählt. Diese dient dem Model dazu, eine bestimmte, realitätsnahe Ausgangssituation einzustellen. Beispielsweise müssen die Vertiefungen im Höhenmodell, die Seen und Weiher repräsentieren, zunächst gefüllt werden (diese sind zu Simulationsbeginn leer). Der Netto-Simulationszeitraum beläuft sich dementsprechend auf 10 Jahre.

SWAT+ bietet den Ergebnisoutput für nahezu alle Modellkomponenten und Ebenen (z.B. auf HRU- und Einzugsgebietsebene). Hierbei können verschiedene zeitliche Auflösungen gewählt werden (täglich bis jährliche) an. Da das Schreiben dieser Output-Daten die meiste Zeit eines Simulationsdurchgangs in Anspruch nimmt, empfiehlt es sich generell, nur die Daten ausgeben zu lassen, die für die Beantwortung der aktuellen Fragestellung notwendig sind. Bei Ausgabe im täglichen Rhythmus auf HRU- oder Channel-Ebene können sehr große Datenmengen anfallen.

4.4.1. SWAT+ Check

Nach Durchführung der Simulation bietet der SWAT+ Editor mit dem SWAT+ Check Tool eine Möglichkeit, einen ersten Überblick der Ergebnisse zu bekommen und in zehn verschiedenen Bereichen der Kenngrößen potenzielle Unstimmigkeiten im Modell zu identifizieren (Abbildung 23). Das Check Tool liest die Ergebnisdaten eines Modells aus und führt verschiedene Plausibilitätsprüfungen durch.



SWAT+ Check

SWAT+ Check reads model output from a SWAT+ project and performs many simple checks to identify potential model problems. The intended purpose of this program is to identify model problems early in the modeling process. Hidden model problems often result in the need to recalibrate or regenerate a model, resulting in an avoidable waste of time. This program is designed to compare a variety of SWAT+ outputs to nominal ranges based on the judgment of model developers. A warning does not necessarily indicate a problem; the purpose is to bring attention to unusual predictions. This software also provides a visual representation of various model outputs to aid novice users.

| | | | |
|--------------------------|-------------------|-----------------------|-------------|
| Model Version | SWAT+ rev. 60.5.7 | Watershed Area | 2,779.71 ha |
| Simulation Length | 16 years | HRUs | 2,864 |
| Warm-up | 5 years | LSUs | 395 |
| Weather | Observed | Subbasins | 22 |

Exit SWAT+ Editor

Abbildung 23: Startseite des Tools SWAT+ Check im SWAT+ Editor

Im Abschnitt **Hydrology** liefert SWAT+ Check beispielsweise eine übersichtliche Grafik mit wichtigen Kennwerten des Wasserkreislaufs (Abbildung 24).

Besonders zielführend für Plausibilitätskontrollen im Kontext mit unseren Untersuchungen in der Agrarlandschaft ist der Abschnitt **Plant Growth** (Abbildung 25). Die angezeigten Wachstums- und Stressfaktoren, können vor dem Hintergrund bekannter Ertragsdaten betrachtet werden und damit auf mögliche Parametrisierungsfehler hinweisen. So zeigte sich in den ersten Simulationsläufen beispielsweise ein hoher Mangel an Bodenluft (*Soil Air Stress*). Hier konnte durch eine realitätsnahe Modifikation der Bodenwasser-Parameter eine bessere Modellanpassung erzielt werden.

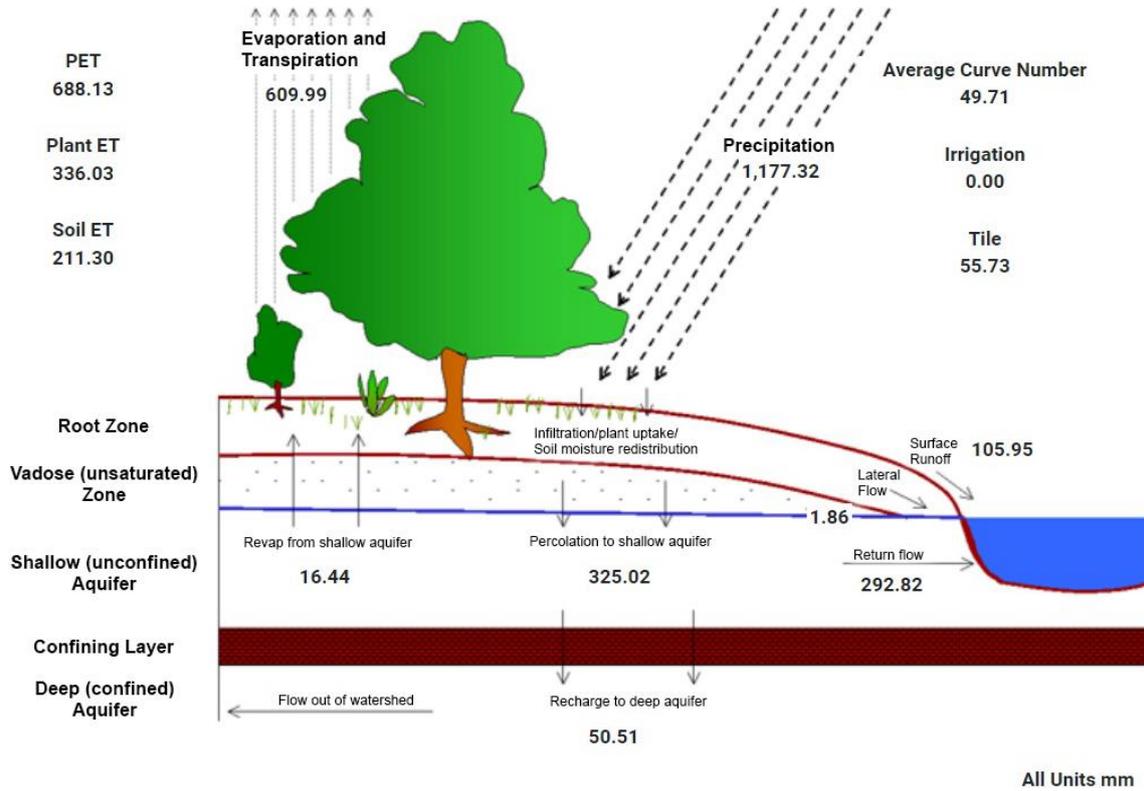


Abbildung 24: Darstellung des Wasserkreislaufs eines unserer Modelle im Tool SWAT+ Check

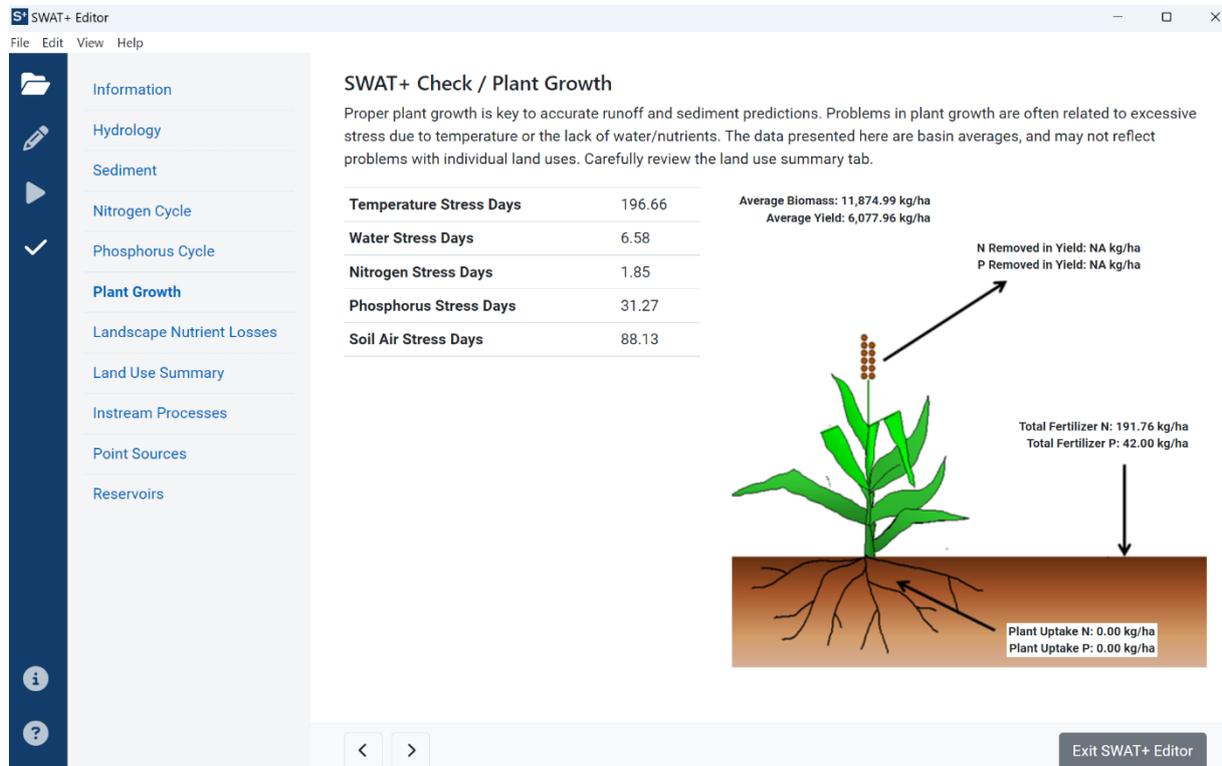
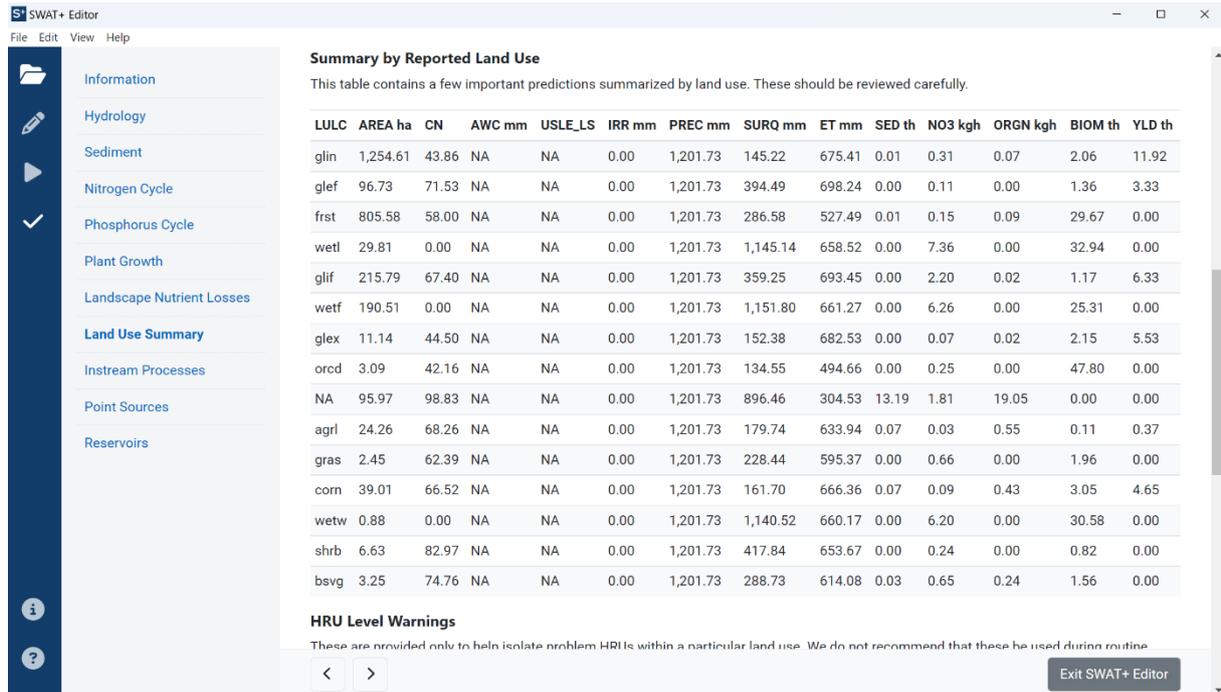


Abbildung 25: Abschnitt Plant Growth des Tools SWAT+ Check

Eine weitere Möglichkeit zur Übersicht findet sich im **Land Use Summary** (Abbildung 26). Hier lässt sich unter anderem überprüfen, inwieweit die vom Modell ausgegebenen Ernteerträge den realen Werten entsprechen. Beispielsweise dürften die simulierten Erträge auf den Ackerflächen (*agrl*) mit gerade einmal 3,7 dt viel zu gering ausfallen (der durchschnittliche Getreideertrag laut Statistischem Bundesamt in Deutschland liegt im Jahr 2022 bei 71,3 dt/ha). Die Simulation ergibt einen Grünlandertrag auf intensiv genutzten Flächen von durchschnittlich 119,2 dt/ha pro Jahr und befindet sich damit im oberen Bereich des für das Untersuchungsgebiet tatsächlich üblichen 100 – 120 dt/ha. Weitere relevante Kennwerte im Zusammenhang mit unseren Fragestellungen sind der Oberflächenabfluss und der Sedimentaustrag auf den jeweiligen Flächen. Besonders hohe Werte findet man hier erwartungsgemäß auf versiegelten Siedlungsflächen (LULC: NA).



Summary by Reported Land Use
This table contains a few important predictions summarized by land use. These should be reviewed carefully.

| LULC | AREA ha | CN | AWC mm | USLE_LS | IRR mm | PREC mm | SURQ mm | ET mm | SED th | NO3 kgh | ORGN kgh | BIOM th | YLD th |
|------|----------|-------|--------|---------|--------|----------|----------|--------|--------|---------|----------|---------|--------|
| glin | 1,254.61 | 43.86 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 145.22 | 675.41 | 0.01 | 0.31 | 0.07 | 2.06 | 11.92 |
| glif | 96.73 | 71.53 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 394.49 | 698.24 | 0.00 | 0.11 | 0.00 | 1.36 | 3.33 |
| frst | 805.58 | 58.00 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 286.58 | 527.49 | 0.01 | 0.15 | 0.09 | 29.67 | 0.00 |
| wetl | 29.81 | 0.00 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 1,145.14 | 658.52 | 0.00 | 7.36 | 0.00 | 32.94 | 0.00 |
| glif | 215.79 | 67.40 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 359.25 | 693.45 | 0.00 | 2.20 | 0.02 | 1.17 | 6.33 |
| wetf | 190.51 | 0.00 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 1,151.80 | 661.27 | 0.00 | 6.26 | 0.00 | 25.31 | 0.00 |
| glif | 11.14 | 44.50 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 152.38 | 682.53 | 0.00 | 0.07 | 0.02 | 2.15 | 5.53 |
| orcd | 3.09 | 42.16 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 134.55 | 494.66 | 0.00 | 0.25 | 0.00 | 47.80 | 0.00 |
| NA | 95.97 | 98.83 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 896.46 | 304.53 | 13.19 | 1.81 | 19.05 | 0.00 | 0.00 |
| agrl | 24.26 | 68.26 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 179.74 | 633.94 | 0.07 | 0.03 | 0.55 | 0.11 | 0.37 |
| gras | 2.45 | 62.39 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 228.44 | 595.37 | 0.00 | 0.66 | 0.00 | 1.96 | 0.00 |
| corn | 39.01 | 66.52 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 161.70 | 666.36 | 0.07 | 0.09 | 0.43 | 3.05 | 4.65 |
| wetw | 0.88 | 0.00 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 1,140.52 | 660.17 | 0.00 | 6.20 | 0.00 | 30.58 | 0.00 |
| shrb | 6.63 | 82.97 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 417.84 | 653.67 | 0.00 | 0.24 | 0.00 | 0.82 | 0.00 |
| bsvg | 3.25 | 74.76 | NA | NA | 0.00 | 1,201.73 | 288.73 | 614.08 | 0.03 | 0.65 | 0.24 | 1.56 | 0.00 |

HRU Level Warnings
These are provided only to help isolate problem HRUs within a particular land use. We do not recommend that these be used during routine.

< > Exit SWAT+ Editor

Abbildung 26: Bereich Land Use Summary im Tool SWAT+ Check. Hier sind zahlreiche Kennwerte für die jeweiligen Landnutzungen und Landbedeckungen des Modells aufgeführt, wie z.B. der durchschnittlich generierte Oberflächenabfluss (SURQ, in mm/ha) oder ausgewaschene Sedimente (SED, in t/ha), aber auch der Ernteertrag auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (YLD, in t/ha)

Grundsätzlich liefert SWAT+ Check nur Übersichtsdaten für das gesamte Modell bzw. durchschnittliche Werte für die jeweiligen Landnutzungen. Kleinräumige Einflussfaktoren sowie jahreszeitliche Variationen lassen sich an dieser Stelle nicht überprüfen. SWAT+ Check kann deshalb eine detaillierte Prüfung der Ergebnisse nicht ersetzen.

4.5. Auswertung und Ergebnisse der SWAT+-Simulationen

Nach Durchführung der Simulation im SWAT+-Editor können die Daten mithilfe von QSWAT+ im geografischen Informationssystem QGIS visualisiert und analysiert werden. Die Simulationsergebnisse werden von SWAT+ als sog. *Output Tables* (OT) im .txt-Format ausgegeben und können je nach Typ eine Vielzahl von Variablen enthalten. Die OT für die Channels umfasst beispielsweise 58 verschiedene Variablen wie Niederschlag, Verdunstung, Abfluss, Nitrat-Stickstoff und Phosphormengen für jeden Zeitschritt.

Für die Visualisierung stehen grundsätzlich drei Hauptmethoden zur Verfügung: Zum einen können statische Karten für eine OT mit beliebig vielen Variablen erstellt werden. Dies ist für das Untersuchungsgebiet exemplarisch für die durchschnittliche tägliche Nitratstickstofffracht dargestellt (Abbildung 28; Modell MaßnahmenkatalogV1, Tabelle 5). Zum anderen bietet SWAT+ die Möglichkeit animierte Karten zu generieren, um beispielsweise den Verlauf einer Variablen über den Simulationszeitraum darzustellen. Außerdem können Diagramme genutzt werden, um den zeitlichen Verlauf einer oder mehrerer Variablen aufzuzeigen und auf Plausibilität zu prüfen. Diese Methode wurde u.a. zur Kontrolle des Grünlandertrags und einer damit verbundenen Verbesserung der Parametrisierung genutzt (Abbildung 27). Gut sichtbar ist die fünfmalige Mahd und die damit verbundene Reduktion der Biomasse auf der Fläche.

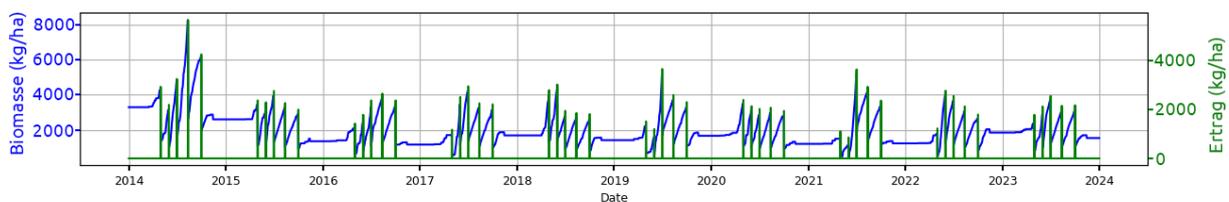


Abbildung 27: Diagramm des Verlaufs der Grünland-Biomasse (blau, kg/ha) und des Mahdertrags (grün, kg/ha) auf dem HRU 703 im Modell MaßnahmenkatalogV1, Simulationszeitraum 01.01.2014 bis zum 31.12.2023

Statische Karten bilden die Basis für die Identifikation derjenigen Teileinzugsgebiete (TEZG) des untersuchten Wassereinzugsgebiets, die sich für effiziente Eingriffe in das Stoffstromgeschehen besonders eignen (Kap 3). Maßgeblich für die Auswahl maßnahmen-relevanter TEZG sind einerseits zunächst deren absolute Nährstoffeinträge in die Gewässer. Neben einer Reihe von Faktoren ausschlaggebend für die Eintragsmengen ist die Flächenausdehnung der betreffenden TEZG. Für eine Einschätzung der Verbesserungspotenziale möglicher Maßnahmen sind deshalb vor allem die flächenstandardisierten Eintragsmengen aussagekräftig. Die Einträge in Relation zur Größe des TEZG liefern wichtige Hinweise auf die Verbesserungspotenziale der verschiedenen TEZG (Abbildung 29).

Die topografischen und hydrologischen Gegebenheiten bedingen Fließverbindungen und Nährstofftransporte zwischen benachbarten TEZG. Berechnet wurden deshalb die Nettoeinträge der einzelnen TEZG in das Gewässernetz.

Untersucht wurden die für die Eutrophierung von Gewässern besonders relevanten Verbindungen wie nitratgebundener Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$), gelöster Phosphor (in Form von ortho-Phosphat) und sedimentgebundener Phosphor sowie deren Summe der Phosphorverbindungen als Gesamt-P (Tabelle 7). Die Nährstofffrachten aus den TEZG sind eine grundlegende Kenngröße für die Verortung von Handlungsoptionen und Szenarienbildungen.

Hinsichtlich der Stoffausträge sind insbesondere Phosphor (in gelöster und in sedimentgebundener Form) und der im Nitrat gebundene Stickstoff von Interesse. Phosphor gilt als limitierender Faktor für die Primärproduktion in Gewässern, neueste Studien deuten allerdings daraufhin, dass in

Flachwasserseen die Rolle des Stickstoffs für den Nährstoffhaushalt der Phytomasse der Gewässer möglicherweise unterschätzt wurde (Graeber et al., 2024).

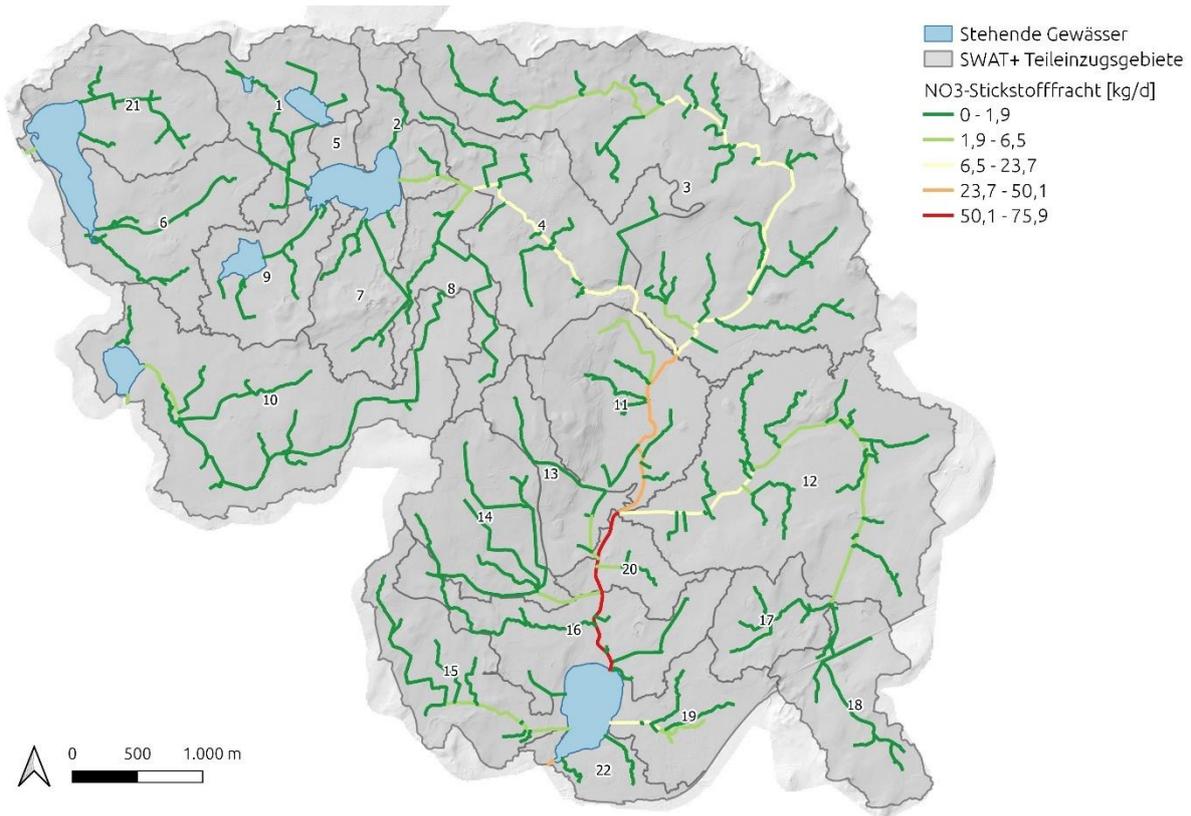


Abbildung 28: Durchschnittliche tägliche Stofffrachten (Nitrat-N) in den Hauptgerinnen des Untersuchungsraums basierend auf einer SWAT+-Simulation des Modells MaßnahmnKatalogV1.

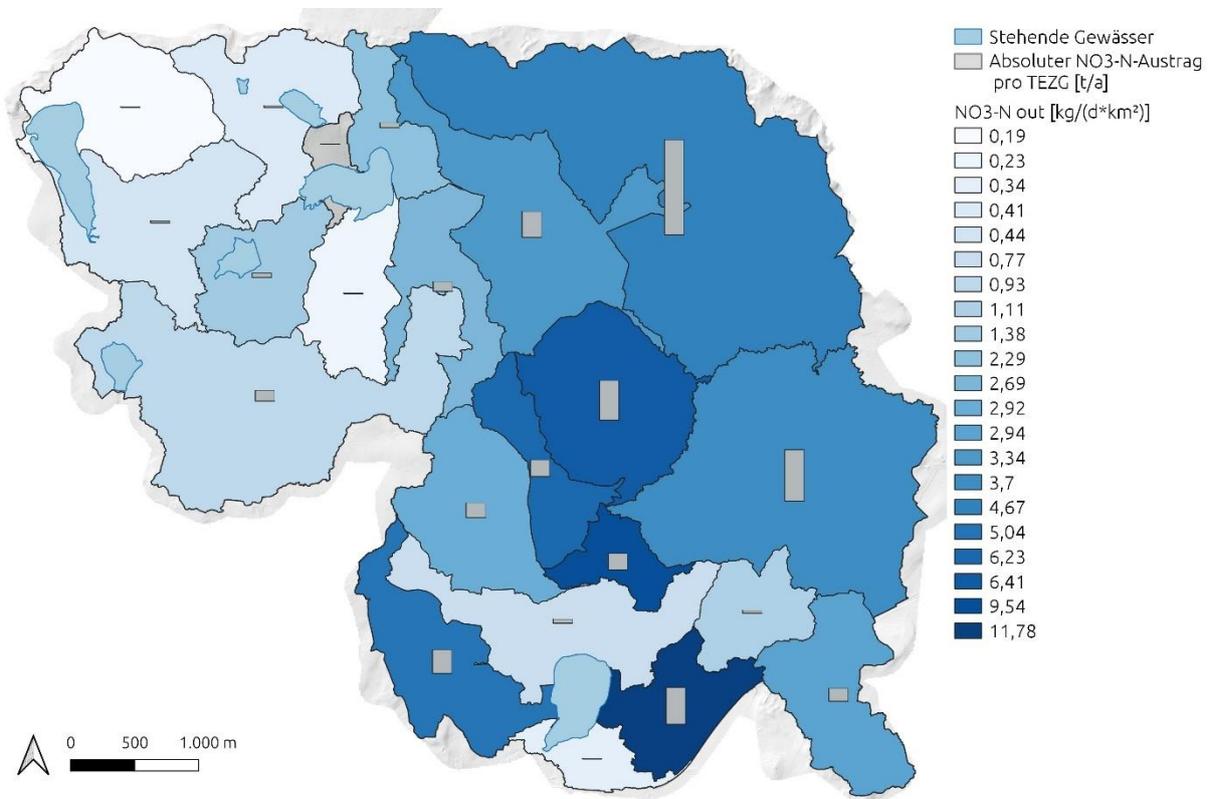


Abbildung 29: Relativer (Nitratstickstoffspende, blau) und absoluter Nitratstickstoffaustrag (graue Balken) im Untersuchungsgebiet basierend auf den SWAT+-Simulationsergebnissen.

Tabelle 7: Relative und absolute Nährstofffrachten in den einzelnen Teileinzugsgebieten (na = TEZG ohne Channelausbildung). Modell MaßnahmnKatalogV1, mit simulierter Drainage, Zeitraum vom 01.01.2013 bis 31.12.2022

| TEZG | Fläche [ha] | Abflussspende [l*s ⁻¹ *km ⁻²] | Nitrat-N-Spende [kg*d ⁻¹ *km ⁻²] | Sediment-P-Spende [kg*d ⁻¹ *km ⁻²] | Ortho-P-Spende [kg*d ⁻¹ *km ⁻²] | TP-Spende [kg*d ⁻¹ *km ⁻²] | Nitrat-N-Austrag [kg*ha ⁻¹ *a ⁻¹] | TP-Austrag [kg*ha ⁻¹ *a ⁻¹] |
|------|-------------|---|--|--|---|---|---|--|
| 1 | 106,8 | 5,58 | 0,41 | 0,001 | 0,044 | 0,045 | 1,48 | 0,163 |
| 2 | 50,0 | 12,61 | 2,29 | -0,001 | 0,008 | 0,007 | 8,34 | 0,026 |
| 3 | 485,4 | 12,12 | 4,67 | 0,006 | 0,018 | 0,023 | 17,04 | 0,085 |
| 4 | 182,8 | 13,21 | 3,34 | 0,031 | 0,017 | 0,047 | 12,20 | 0,173 |
| 5 | 14,4 | na | na | na | na | na | na | na |
| 6 | 121,1 | 6,50 | 0,44 | 0,000 | 0,038 | 0,038 | 1,59 | 0,140 |
| 7 | 76,6 | 4,45 | 0,23 | 0,000 | 0,035 | 0,035 | 0,84 | 0,127 |
| 8 | 80,9 | 12,35 | 2,69 | 0,002 | 0,011 | 0,012 | 9,80 | 0,044 |
| 9 | 76,0 | 3,75 | 1,38 | 0,004 | 0,022 | 0,026 | 5,03 | 0,094 |
| 10 | 271,7 | 3,11 | 0,93 | 0,004 | 0,022 | 0,026 | 3,41 | 0,095 |
| 11 | 146,6 | 12,61 | 6,41 | -0,008 | 0,037 | 0,029 | 23,40 | 0,105 |
| 12 | 330,9 | 12,91 | 3,70 | 0,002 | 0,042 | 0,045 | 13,50 | 0,163 |
| 13 | 63,1 | 11,82 | 6,23 | 0,003 | 0,011 | 0,014 | 22,73 | 0,050 |
| 14 | 116,3 | 11,37 | 2,92 | 0,018 | 0,006 | 0,023 | 10,66 | 0,084 |
| 15 | 110,9 | 4,17 | 5,04 | 0,008 | 0,015 | 0,023 | 18,40 | 0,083 |
| 16 | 128,6 | 1,74 | 0,77 | 0,005 | 0,015 | 0,021 | 2,80 | 0,076 |
| 17 | 58,3 | 14,03 | 1,11 | 0,004 | 0,031 | 0,035 | 4,05 | 0,128 |
| 18 | 102,7 | 12,83 | 2,94 | 0,004 | 0,017 | 0,021 | 10,72 | 0,076 |
| 19 | 74,5 | 8,10 | 11,78 | 0,009 | 0,022 | 0,031 | 42,99 | 0,112 |
| 20 | 40,5 | 12,31 | 9,54 | 0,008 | 0,038 | 0,046 | 34,81 | 0,167 |
| 21 | 107,4 | 1,83 | 0,19 | 0,004 | 0,009 | 0,013 | 0,69 | 0,046 |
| 22 | 34,1 | 14,39 | 0,34 | 0,176 | 0,031 | 0,206 | 1,24 | 0,754 |

4.6. Kalibrierung und Validierung

Für die Modellkalibrierung bietet SWAT+ verschiedene Vorgehensweisen an („*soft calibration*“, SC und „*hard calibration*“, HC). Bei der HC werden Zeitreihen von Messdaten (z.B. der Abfluss, Grundwasserhöhen oder die Bodenfeuchte) zur Kalibrierung herangezogen. Demgegenüber nutzt die SC Vergleichsdaten aus der Literatur oder Jahresmittelwerte. Bei Modellanpassungen mittels SC ist in der Regel von einer geringeren Präzision auszugehen als bei Kalibrierungen durch eine HC (Arnold et al., 2015). Für unser Untersuchungsgebiet wären sowohl für Kalibrierungen als auch zur Validierung vor allem Gesamtabflussmengen geeignet. Diese Daten stehen für das Gebiet allerdings nicht zur Verfügung. Eine weitere Möglichkeit zur SC besteht in der Festlegung von Ziel-Ertragsmengen z.B. des Intensivgrünlands als dominierende Landnutzungskategorie. Entsprechende Tests ergaben, dass die Ziel-Erträge mit und ohne Anwendung einer SC durch das Modell passend wiedergegeben werden. Wir können damit die Funktionsweise des Modells beurteilen (Validierung), jedoch keine Aussagen zur grundsätzlichen Eignung SWAT+-Funktion „*calibration*“ tätigen.

Für eine Orientierung, inwieweit die komplexen Modellierungen die realen Verhältnisse widerspiegeln, wurde ab Frühjahr 2023 bis zum Winter 2023 eine Messkampagne zur Wasserchemie und zur Abflussspende durchgeführt (Abbildung 30). Beprobte wurde an den vom Modell berechneten Auslasspunkten von Teileinzugsgebieten sowie an stoffstrom-relevanten Abschnitten des Channel-Netzes.

Insgesamt wurden Beprobungen an zehn Terminen durchgeführt (Tabelle 8).

Tabelle 8: Beprobungszeitpunkte des Untersuchungsgebiets

| Beprobung | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|
| Datum | 02.04. | 10.05. | 07.06. | 23.06. | 01.07. | 26.07. | 27.08. | 26.09. | 19.10. | 28.10. |

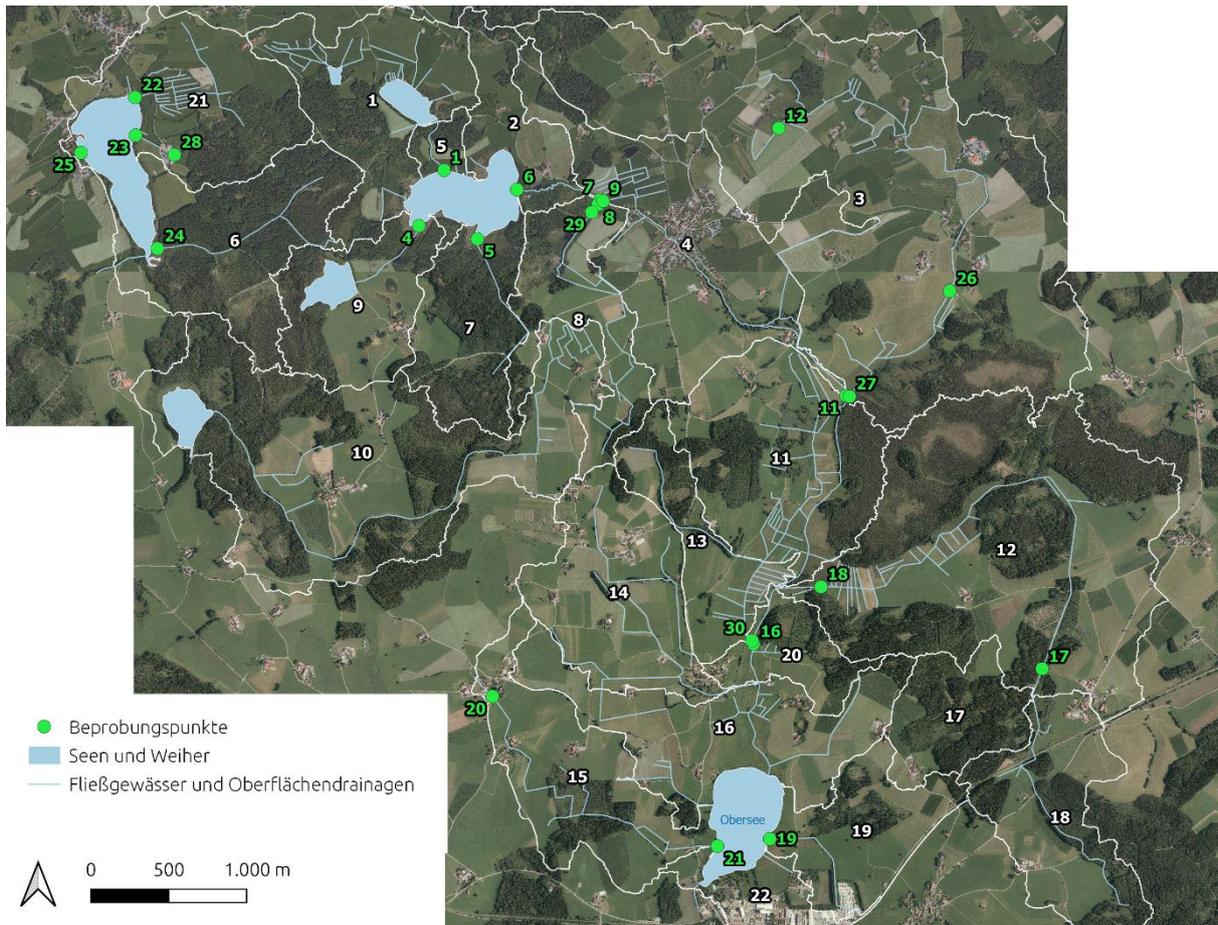


Abbildung 30: Lage der Beprobungspunkte im Untersuchungsgebiet

Um den Einfluss des Oberflächenabflusses aus den landwirtschaftlichen Flächen auf die Nährstofffrachten in den Gewässern erfassen zu können, wurden die Proben an Tagen nach mittleren Niederschlagsereignissen genommen. 2023 war gekennzeichnet durch wenige Starkregenereignisse. Stattdessen kam es häufig zu länger andauernden Regenfällen geringer Intensität (sogenannter Landregen). Dies sorgte für optimale Infiltrationsbedingungen, bei denen das Wasser im Boden versickerte und damit das Ausmaß des Oberflächenabflusses gering hielt. Für den tagesgenauen Vergleich der Beprobungs- mit den Modellierungsdaten wurde das SWAT+-Modell um die Klima- und Wetterdaten für das zweite Halbjahr 2023 ergänzt.

Die modellierten Werte beziehen sich auf Channel-Abschnitte. Diese Werte wurden mit den Messwerten von Beprobungsstellen in den jeweiligen Channel-Abschnitten verglichen. Eine Voraussetzung für den Vergleich ist, dass die als Stoffkonzentrationen vorliegenden Werte der Messungen in absolute Tagesmengen umgerechnet werden können. Dies war bei ausbleibenden Niederschlägen und demzufolge fehlenden Durchfluss nicht an sämtlichen Messterminen möglich. Deshalb beschränken wir uns bei der Validierung zunächst auf den Parameter der Abflusspende.

Modellwerte und die punktuell gemessenen Werte stimmen insgesamt gut überein. Der Umstand, dass an den zufällig gewählten Messterminen kein signifikanter Unterschied zwischen modellierten und gemessenen Werten zu verzeichnen ist, weist auf realitätsnahe Modellierungsergebnisse hin (Abbildung 31).

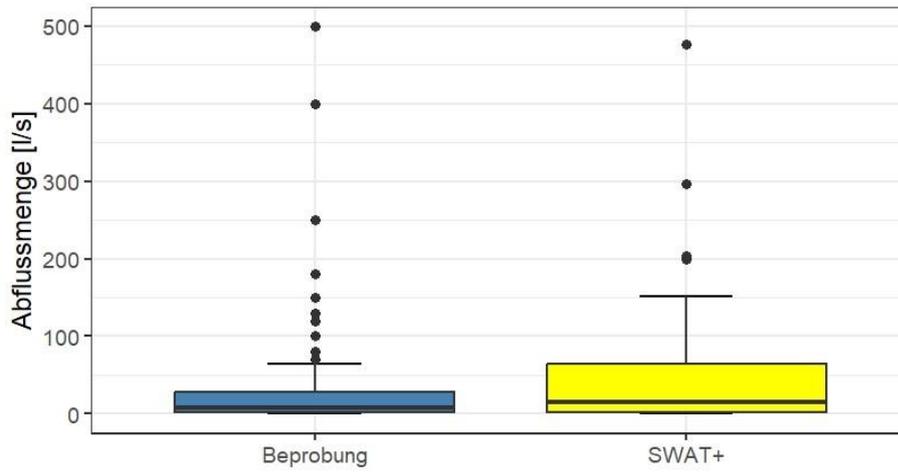


Abbildung 31: Gemessene (Beprobung) und modellierte Abflusswerte (SWAT+) im Vergleich. MWU: $W = 3014$, $p = 0,2557$

4.7. Identifikation und Verortung von Handlungsoptionen

Anhand der Simulationsergebnisse lassen sich die Haupteintrittspforten der Nährstofffrachten in das Gewässernetz auf TEZG-Ebene identifizieren. Damit können die für Maßnahmen relevanten Bereiche räumlich explizit innerhalb des Gesamteinzugsgebiets verortet und deren Auswirkungen berechnet werden. Dafür wurden im Rahmen dieser Untersuchung vier Maßnahmengruppen betrachtet:

- Constructed Wetlands
- Controlled Drainage (Jahreszeitliche, witterungsbedingte Abflusssteuerung in den Drainagesystemen)
- Buffer-stripes (z.B. Hecken)
- Sediment-traps (z.B. Weiher innerhalb des Gewässersystems)

Die Maßnahmengruppen wurden hinsichtlich ihrer potenziellen Auswirkungen untersucht. Zusätzlich zu den hydrologischen Faktoren wurden hierbei weitere umsetzungsrelevante Bedingungen wie beispielsweise Eigentumsverhältnisse oder die bestehende Landnutzung in die Analysen einbezogen.

4.7.1. Handlungsoption Constructed Wetlands

Damit künstliche Feuchtgebiete (CW) eine möglichst große Wirksamkeit entfalten können, ist eine ausreichende Dimensionierung der CW-Fläche sowie die Berücksichtigung der hydraulischen Gegebenheiten am gewünschten Standort notwendig. Nach aktuellem Forschungsstand sind pro 1 ha entwässerter Fläche 76 m² Feuchtgebiet notwendig, um eine ausreichende Filterwirkung zu erzielen (Tournebize et al., 2017).

Mittels der SWAT+-Modellierungen (Kap. 4.5) wurden insgesamt vier Bereiche oberhalb des nördlichen Zulaufs des Obersees (Immenrieder Ach) identifiziert, an denen ein CW wirksam platziert werden könnte (CW01 bis CW04). Zudem wurden jeweils im westlichen (Mündung des Krebsbachs, CW05) sowie im östlichen (CW06) Zulauf potenzielle CW verortet (Abbildung 32).

4.7.1.1. Vorgehen

Basis für die Berechnung der möglichen CW-Flächen bildet das digitale Höhenmodell (DHM) des Untersuchungsgebiets in einer Auflösung von 1 Meter. An den ausgewählten Standorten wurden zuerst Querschnittsprofile erstellt, um plausible Einstauhöhen zu ermitteln. Zur realitätsnahen Abbildung der Fließgewässer und der Drainagegräben in den betreffenden Bereichen wurde das DHM mithilfe des QGIS-Plugins Serval um 35 cm eingetieft wurde (Abbildung 34). Dieser Wert gründet sich auf einer stichprobenartigen Vermessung von Drainagegräben im Gelände und einem anschließenden Vergleich mit der Repräsentation der entsprechenden Gräben im DHM.

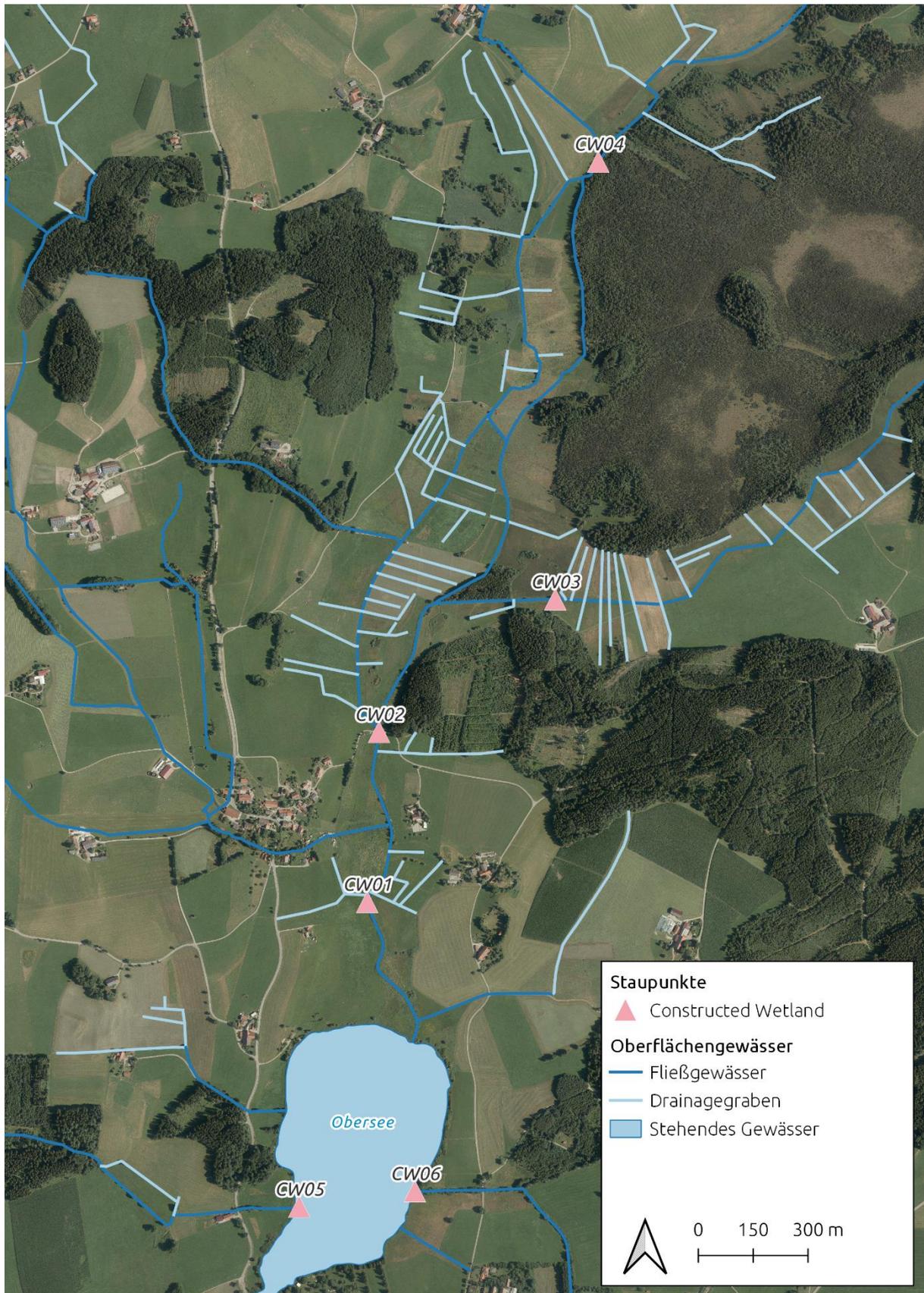


Abbildung 32: Übersicht möglicher Standorte für künstliche Feuchtgebiete im Einzugsgebiet des Obersees

Anhand dieses Geländequerschnitts durch das Höhenmodell (Abbildung 33 und Abbildung 34) wurden mögliche Stauhöhen für die Bildung von CW ermittelt, die eine möglichst große Flächenausdehnung bei gleichzeitig geringem bautechnischen Einsatz ermöglichen. In Abbildung 34 ist ersichtlich, dass die natürliche Uferhöhe der Immenrieder Ach bei etwa 643,0 mNHN liegt. Ein Einstau auf 643,1 m erscheint noch realisierbar, während ein Einstau auf 643,2 m eine Eindeichung auf einer Breite von über 70 Metern erfordern würde. An dieser Stelle wird deutlich, dass unser Vorgehen eine flächenscharfe Prüfung der Anforderungen bzw. Eignung potenzieller Maßnahmenstandorte ermöglicht.



Abbildung 33: Lage und Verlauf des Geländequerschnitts am Standort CW01

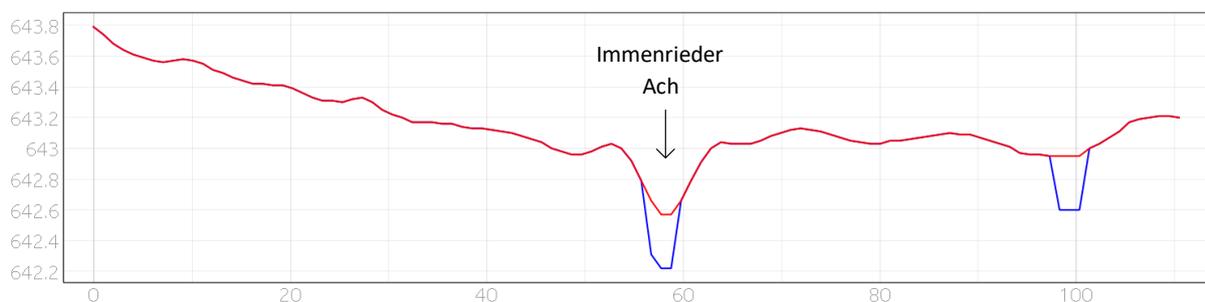


Abbildung 34: Beispielhafter Querschnitt durch das Höhenmodell am Staupunkt von CW01. Rot kennzeichnet den Verlauf des originalen DGM, blau den Verlauf nach Eintiefung der Fließgewässer- und Drainagegräben. x-Achse = Breite in m, y-Achse = mNHN

Im Anschluss an die Ermittlung geeigneter Stauhöhen lassen sich die Einwirkungsbereiche der potenziellen CW im geografischen Informationssystem berechnen. Die Einwirkungsbereiche entsprechen dabei denjenigen Zellen im Einzugsgebiet des Dammstandorts, die auf oder unterhalb der entsprechenden Stauhöhe liegen. Anschließend können Flächengröße, Landnutzung, Extensivierungsgrad und die Besitzverhältnisse der für die CW potenziell notwendigen Flächen ermittelt werden.

4.7.1.2. Fallstudie

Im Rahmen einer Fallstudie wurden die sechs ausgewählten Standorte hinsichtlich ihrer Eignung genauer untersucht. Die Ergebnisse werden im Folgenden jeweils für die einzelnen Standorte vorgestellt.

Standort CW01

CW01 befindet sich an der Immenrieder Ach südlich des Orts Rempertshofen im nördlichen Zulauf des Obersees. Die Immenrieder Ach durchfließt hier eine Ebene, sodass ein Einstau lediglich geringe Wassertiefen aufweisen würde (Kapitel 4.7.1.1). Als mögliche Dammhöhen wurden 643,0 bzw. 643,1 mNHN gewählt (Abbildung 34). Die hierbei zu erzielenden Ausdehnungen der Einstaubereiche liegen bei 1 bzw. 2 ha. Die vom Einstau betroffenen Bereiche erstrecken sich aufgrund des geringen Gefälles weit flussaufwärts (Abbildung 35). Für beide betrachteten Einstauhöhen liegt etwa die Hälfte des jeweiligen Einwirkungsbereichs auf Flächen, die sich entweder in Kommunalbesitz oder in Besitz der Liegenschaftsverwaltung des Landes Baden-Württemberg befinden. Der zusätzliche Flächenbedarf in Privatbesitz beträgt für dieses CW lediglich 0,5 bis 1 ha. Die hauptsächlichen Landnutzungsarten sind Grünlandwirtschaft (intensiv und extensiv) sowie bereits bestehende Feuchtgebiete (Tabelle 9).

Tabelle 9: Kennwerte für den Standort CW01

| Bezeichnung | Einstauhöhe [mNHN] | Einwirkungsbereich [ha] | In öff. Hand | Landnutzung insgesamt | | | | | |
|-------------|-----------------------|----------------------------|-----------------|-----------------------|-----------------------|--------------------|------|-----------|--|
| | | | | Extensiv- grünland | Intensiv- grünland | Feucht- gebiete | Wald | Sonstiges | |
| CW01 | 643,0 | 1,0 | 52% | 15% | 24% | 59% | 0% | 2% | |
| | 643,1 | 2,0 | 48% | 32% | 30% | 36% | 0% | 1% | |

Die Modellierungen der potenziellen Auswirkungen der Maßnahme zeigen einen Rückstau innerhalb des nördlichen Hauptzuflusses des Obersees, der sogenannten Immenrieder Ach, weit nach Norden und eine eher geringe flächenhafte Ausdehnung der Einstaubereiche. Ein Großteil des prognostizierten Einwirkungsbereichs der Maßnahme CW01 ist bereits extensiviert. Die prognostizierten Auswirkungen dieser Maßnahme auf den Nährstoffzug sind isoliert auf die betreffende Maßnahme bezogen im Vergleich zum Status quo nicht besonders gravierend. Andererseits ist der Flächenbedarf für die Maßnahme gering, und CW01 trägt zur Gesamtwirkung innerhalb eines Maßnahmen szenarios bei, das sich neben der Reduktion von Nährstoffeinträgen positiv auf den Wasserrückhalt in der Fläche auswirkt.

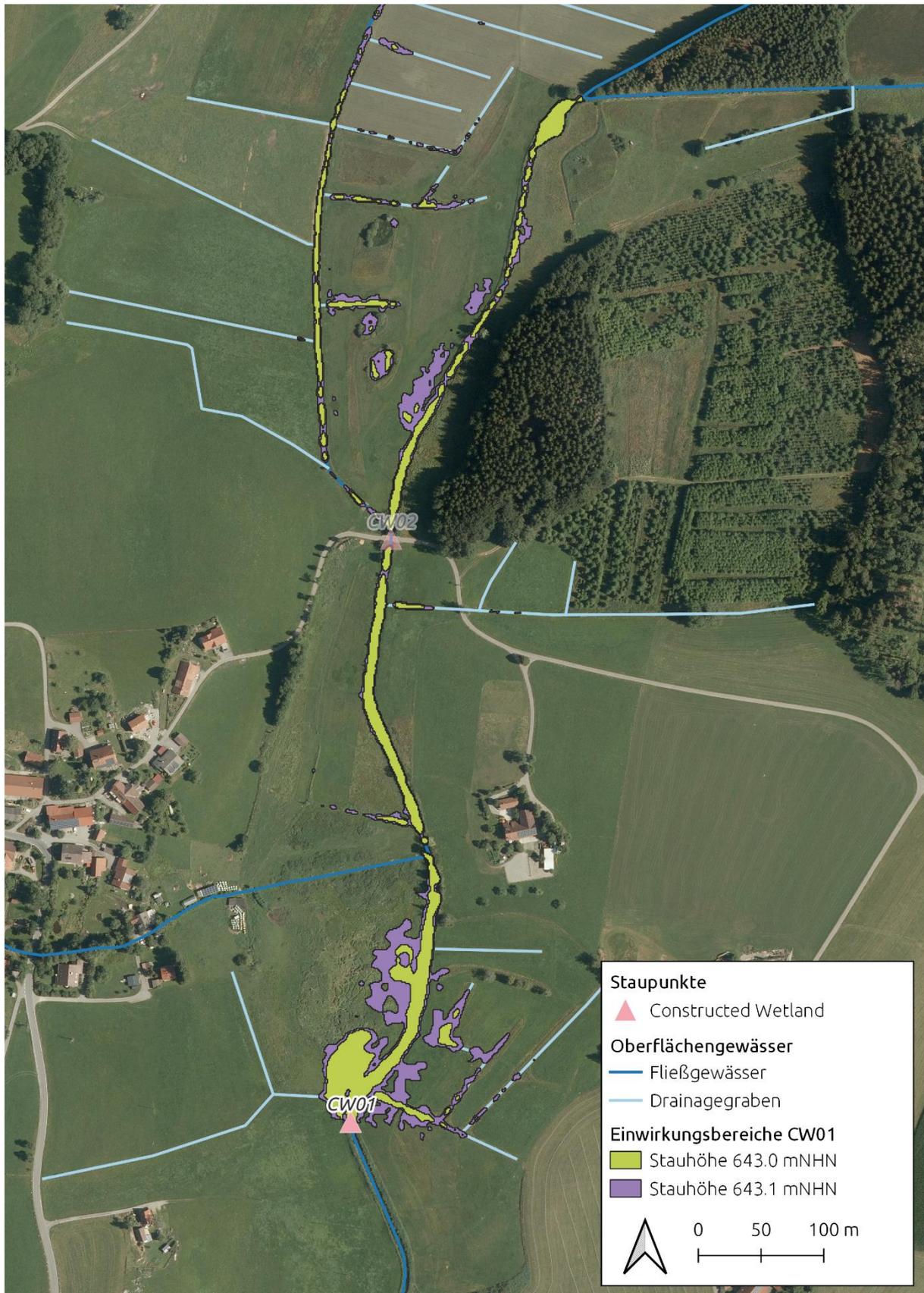


Abbildung 35: Einwirkungsbereiche am Standort CW01

Standort CW02

Am Standort von CW02 ist die Immenrieder Ach zu einem Graben vertieft (Abbildung 36 und Abbildung 37), sodass sich für den Einstau eines CW Höhen von 643,6 und 643,7 mNHN ergeben.

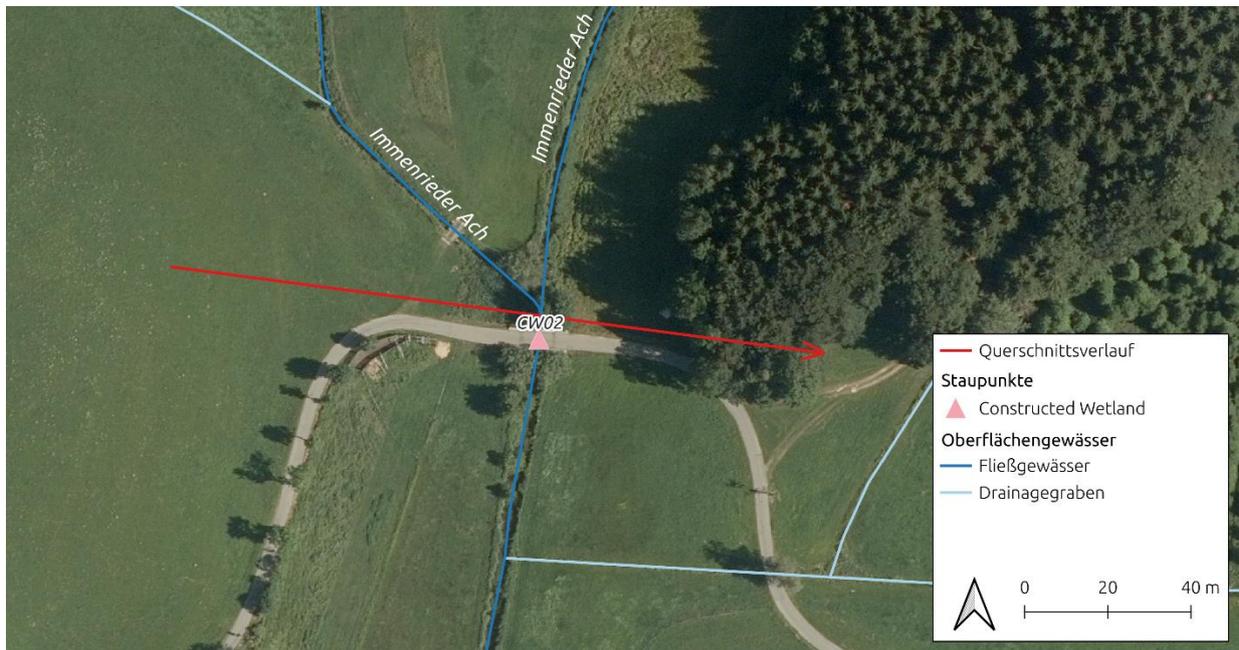


Abbildung 36: Lage und Verlauf des Geländequerschnitts am Standort CW02

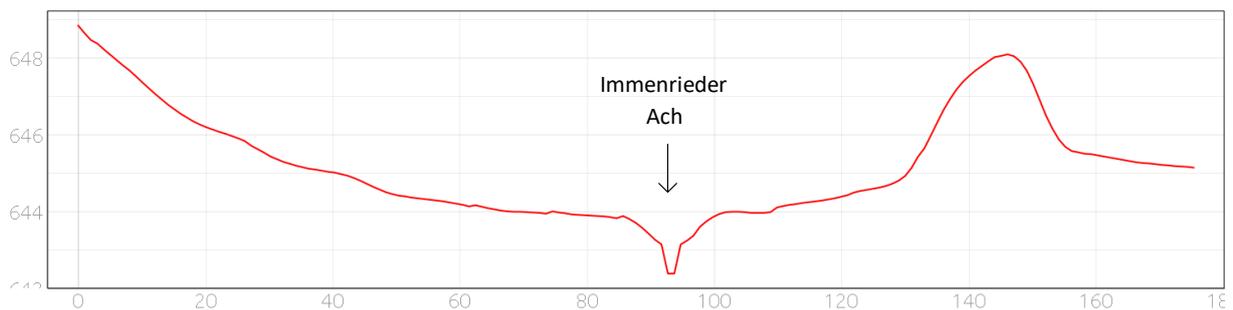


Abbildung 37: Querschnitt durch das Höhenmodell am Staupunkt von CW02. x-Achse = Breite in m, y-Achse = mNHN

Diese Höhe einer Einstaumaßnahme (z.B. Damm) ermöglicht einen großflächigen Staubereich von über 12 ha, der sich bis in einen seitlichen östlichen Zufluss hinein erstreckt (Abbildung 38). Über 60% der durch die Maßnahme CW02 betroffenen Flächen befinden sich in öffentlicher Hand und wiederum etwa 50% davon werden zum aktuellen Zeitpunkt mit Extensivgrünland bewirtschaftet. Insgesamt nimmt aber Intensivgrünland den größten Anteil des Wirkungsbereichs von CW02 ein. Das intensiv bewirtschaftete Grünland befindet sich wiederum überwiegend in Privatbesitz (Tabelle 10).

Tabelle 10: Kennwerte für den Standort CW02

| Bezeichnung | Einstauhöhe [mNHN] | Einwirkungsbereich [ha] | In öff. Hand | Landnutzung insgesamt | | | | |
|-------------|--------------------|-------------------------|--------------|-----------------------|------------------|---------------|------|-----------|
| | | | | Extensivgrünland | Intensivgrünland | Feuchtgebiete | Wald | Sonstiges |
| CW02 | 643,6 | 12,2 | 61% | 37% | 49% | 9% | 4% | 0% |
| | 643,7 | 15,7 | 63% | 37% | 50% | 8% | 4% | 0% |

Aufgrund der im Vergleich zu CW01 deutlich ausgeprägteren flächenhaften Wirkung von CW02 weisen die Berechnungen für CW02 einen deutlich höheren Nährstoffentzug aus. Die Verortung am

Zusammenfluss von Gewässern mit hoher Nährstofffracht aus verschiedenen TEZG erhöhen die Relevanz von CW02 für die Gesamtwirkung eines Maßnahmenbündels.

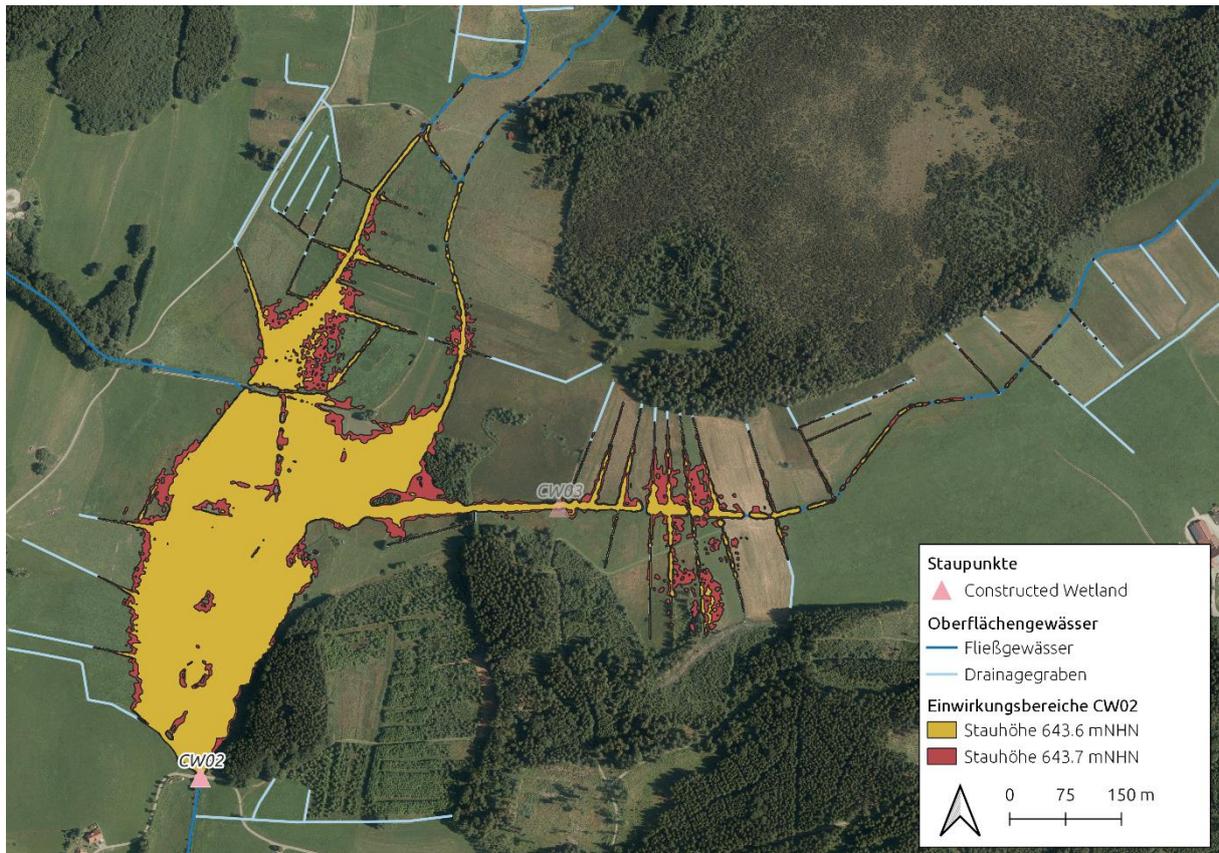


Abbildung 38: Einwirkungsbereiche am Standort CW02

Standort CW03

CW03 wurde an einem östlichen Zufluss (sog. Moosbach) des Hauptgewässers Immenrieder Ach verortet. Der Zufluss ist als Graben ausgebaut, an dessen Nordufer sich eine flache Ebene anschließt (Abbildung 39 und Abbildung 40).

Bei Einstauhöhen eines CW von 644,0 bzw. 644,1 mNHN ergeben sich großräumige Einwirkungsbereiche (Abbildung 41). Vorteilhaft im Fall einer Realisierung des CW an diesem Standort ist, dass sich über 80% der benötigten Flächen in Kommunal- oder Landesbesitz befinden (Tabelle 11). Die dominierende Bewirtschaftungsform ist Intensivgrünland, gefolgt von extensivierten Grünlandflächen sowie kleineren Feucht- und Waldgebietsflächen. Im Gegensatz zu CW02 befindet sich die überwiegende Mehrheit des Intensivgrünlands allerdings auf landeseigenen Pachtflächen, sodass wirtschaftliche Belange bei einer möglichen Umwandlung eine geringere Rolle spielen dürften. Des Weiteren befinden sich die Grünlandflächen gemäß der Bodenkarte von Baden-Württemberg (BK50) mehrheitlich auf Moorböden. Zwar ist nicht aktuell bekannt, inwieweit jahrzehntelange Drainagen zur Mineralisierung des Moorbodens führten, grundsätzlich wirkt die Schaffung eines CWs der Degradierung von Moorböden und der damit verbundenen CO₂-Freisetzung entgegen. Mit einem Verhältnis von 1,6% bzw. 2,0% von CW-Fläche zum TEZG des Moosbachs (ca. 490 ha) entspricht der Standort auch den von Tournebize et al. (2017) empfohlenen Dimensionierungen eines CW.

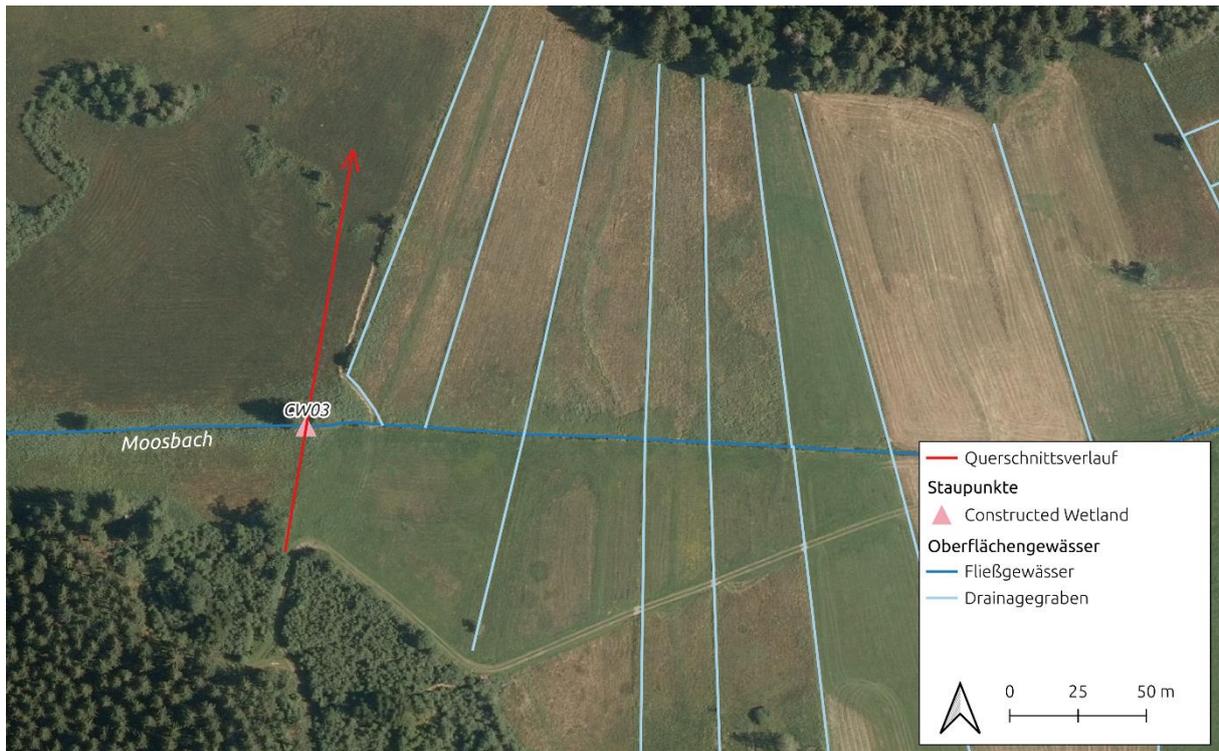


Abbildung 39: Lage und Verlauf des Geländequerschnitts am Standort CW03

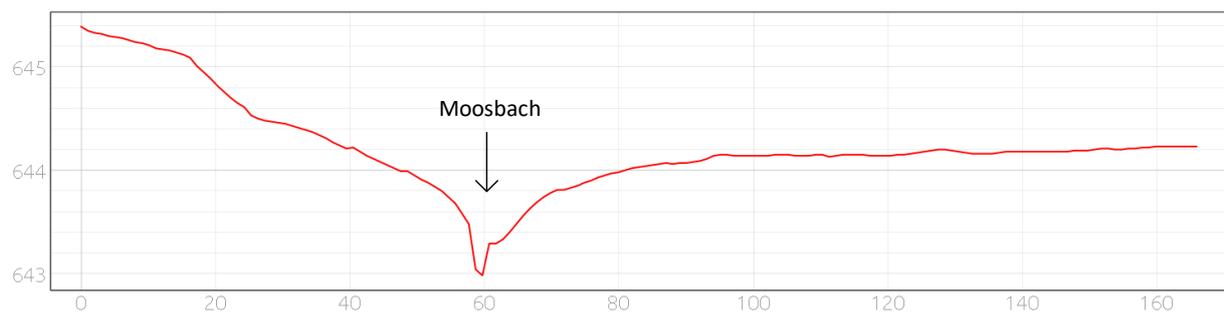


Abbildung 40: Querschnitt durch das Höhenmodell am Staupunkt von CW03 von Süden in nördlicher Richtung. x-Achse = Breite in m, y-Achse = mNHN

Tabelle 11: Kennwerte für den Standort CW03

| Bezeichnung | Einstauhöhe [mNHN] | Einwirkungsbereich [ha] | In öff. Hand | Landnutzung insgesamt | | | | |
|-------------|-----------------------|----------------------------|-----------------|-----------------------|-----------------------|--------------------|------|-----------|
| | | | | Extensiv- grünland | Intensiv- grünland | Feucht- gebiete | Wald | Sonstiges |
| CW03 | 644,0 | 8,1 | 84% | 24% | 60% | 9% | 6% | 0% |
| | 644,1 | 10,0 | 81% | 29% | 56% | 9% | 6% | 0% |

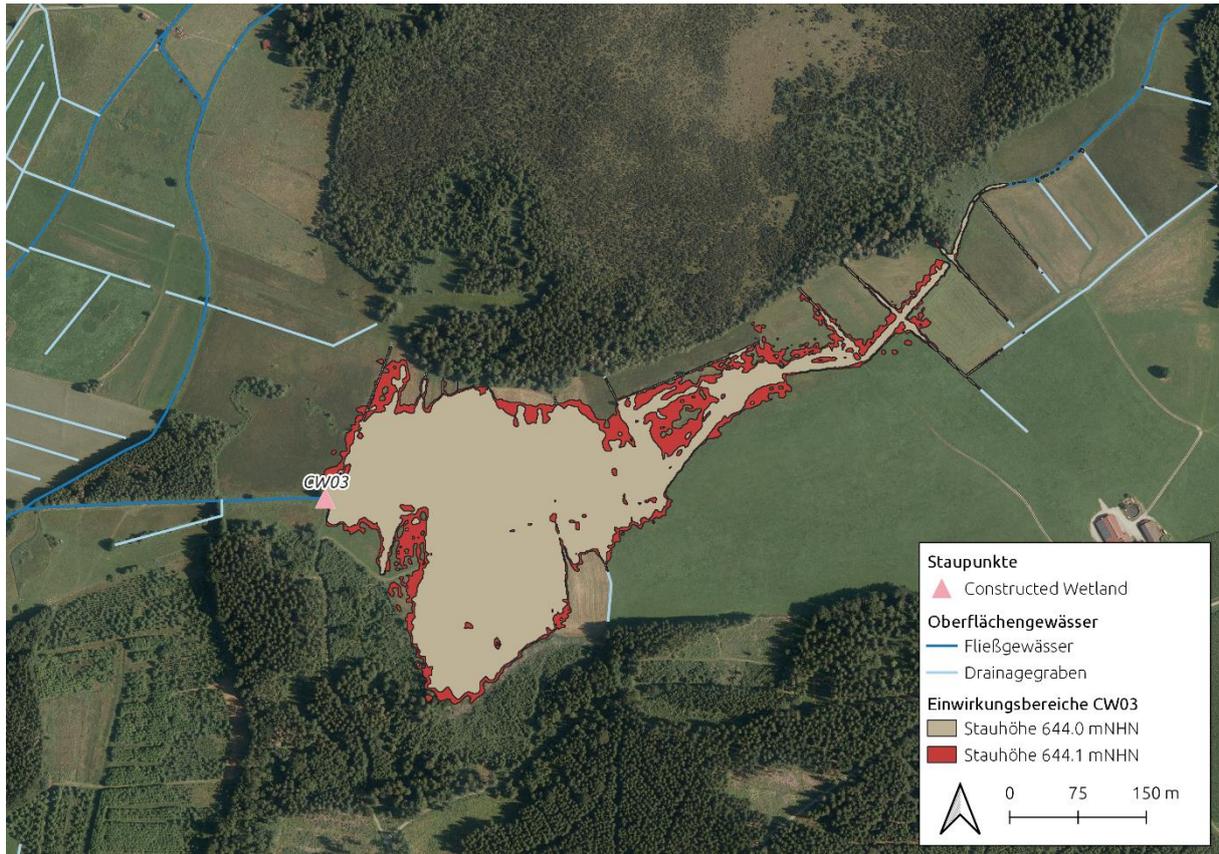


Abbildung 41: Einwirkungsbereiche am Standort CW03

Standort CW04

CW04 befindet sich am Zusammenfluss zweier Gewässer aus unterschiedlichen TEZG des Untersuchungsgebiets (Abbildung 42). Während das Gelände am Ostufer im Gründlenried leicht ansteigt, beschränken relativ flache Verhältnisse auf der Westseite auch hier die potenzielle Einstauhöhe (Abbildung 43).

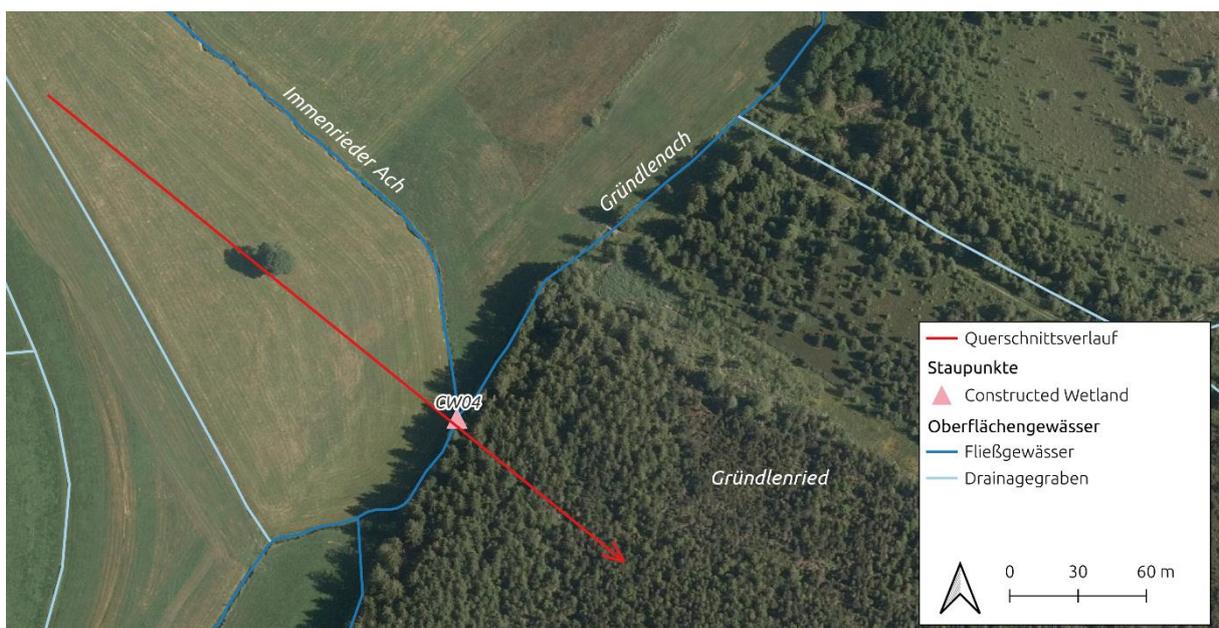


Abbildung 42: Lage und Verlauf des Geländequerschnitts am Standort CW04

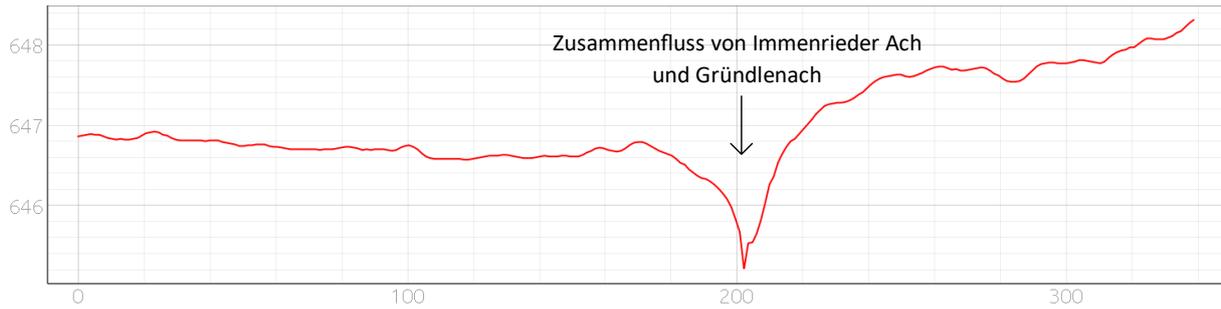


Abbildung 43: Querschnitt durch das Höhenmodell am Staupunkt von CW04 orthogonal zum Gewässerverlauf aus nordwestlicher Richtung. x-Achse = Breite in m, y-Achse = mNHN

Aufgrund der topografischen Bedingungen erstreckt sich der Wirkungsbereich von CW04 auf ein Moorschutzgebiet, das an die Agrarlandschaft anschließt (Abbildung 44). Zusätzlich zum Nährstoffentzug aus den Gewässern wirkt CW04 an dieser Stelle einer Moorentwässerung entgegen. Derartige naturschutzrelevante Effekte können situationsbedingt auf der Basis der gezeigten Analysen systematisch in die Maßnahmenplanungen integriert werden (Tabelle 12).

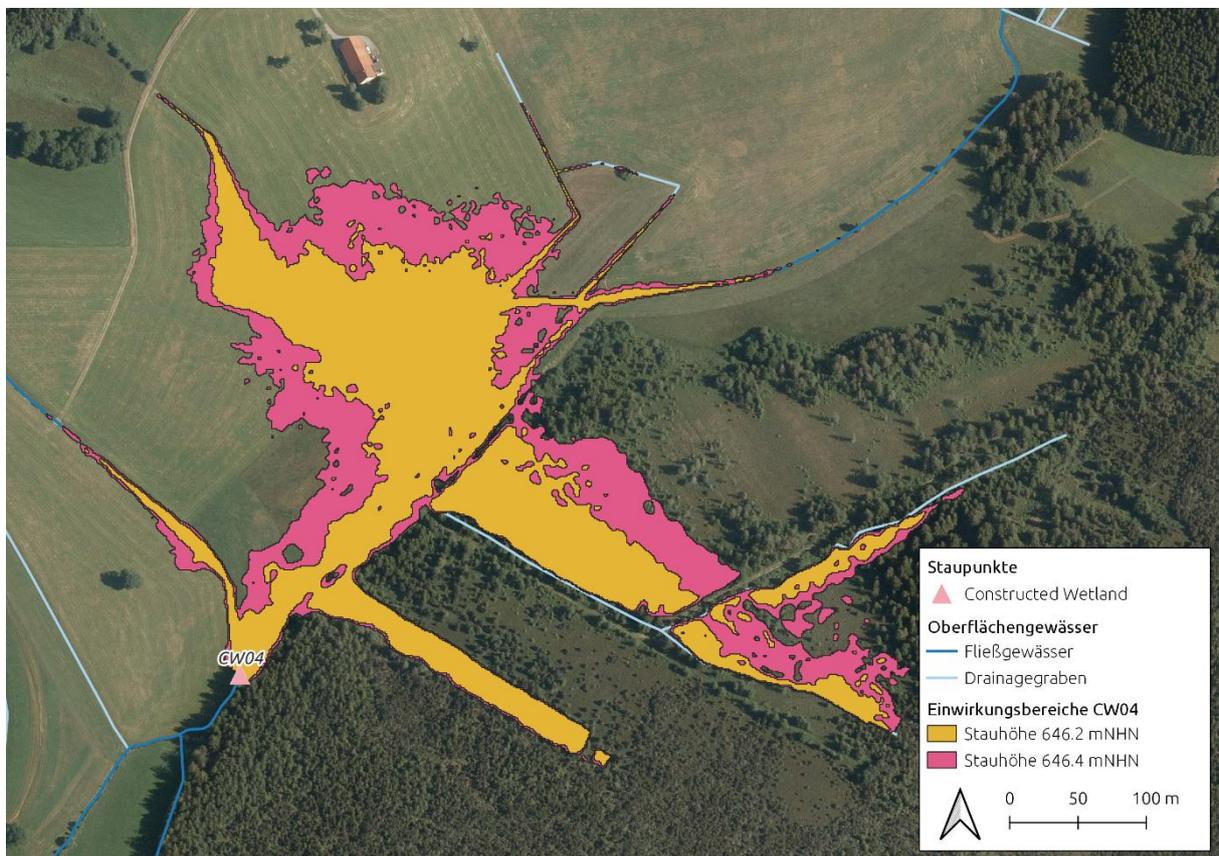


Abbildung 44: Einwirkungsbereiche am Standort CW04

Tabelle 12: Kennwerte für den Standort CW04

| Bezeichnung | Einstauhöhe [mNHN] | Einwirkungsbereich [ha] | In öff. Hand | Landnutzung insgesamt | | | | |
|------------------------|--------------------|-------------------------|--------------|-----------------------|------------------|---------------|------|-----------|
| | | | | Extensivgrünland | Intensivgrünland | Feuchtgebiete | Wald | Sonstiges |
| CW04 | 646,2 | 5,2 | 27% | 22% | 32% | 46% | 1% | 0% |
| | 646,4 | 8,8 | 26% | 22% | 34% | 43% | 0% | 0% |
| CW04 ohne Gründlenried | 646,2 | 3,0 | 47% | 37% | 55% | 7% | 1% | 0% |
| | 646,4 | 5,2 | 44% | 37% | 58% | 4% | 1% | 0% |

Standorte CW05 und CW06

Die Standorte CW05 und CW06 wurden im westlichen bzw. östlichen Zulauf des Obersees verortet. Anhand des Höhenprofils wird deutlich, dass die Realisierung eines CWs durch Einstau der Zuläufe (Krebsbach) mit Schwierigkeiten verbunden ist, da der Krebsbach dort eine kleine Erhebung durchschneidet (Abbildung 45 und Abbildung 46). Für die Berechnungen der Einwirkungsbereiche von CW05 wurde mit einer Dammhöhe von 643,0 sowie 643,3 mNHN kalkuliert (Abbildung 49).

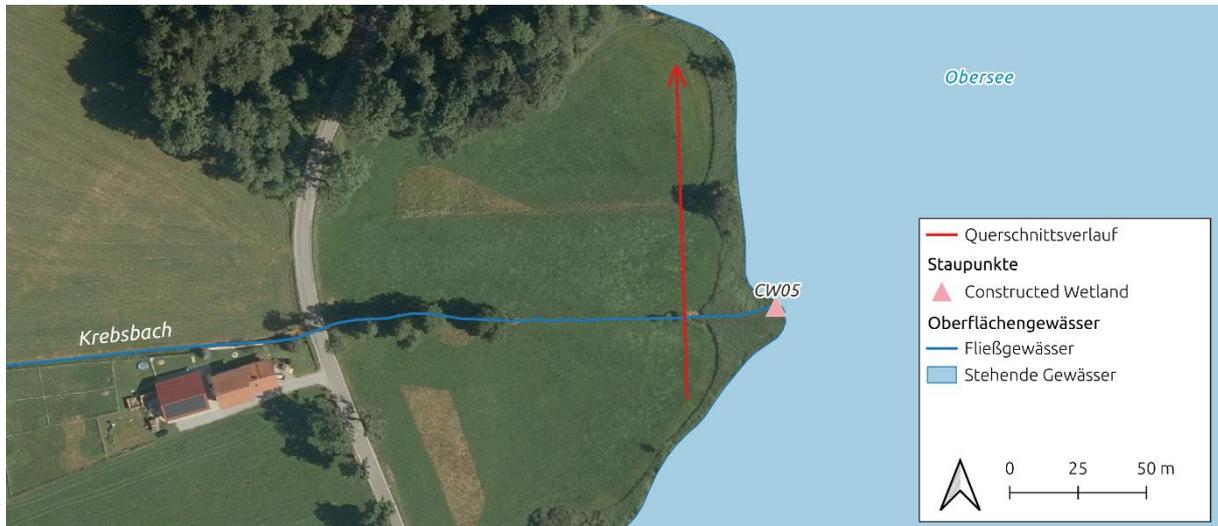


Abbildung 45: Lage und Verlauf des Geländequerschnitts am Standort CW05

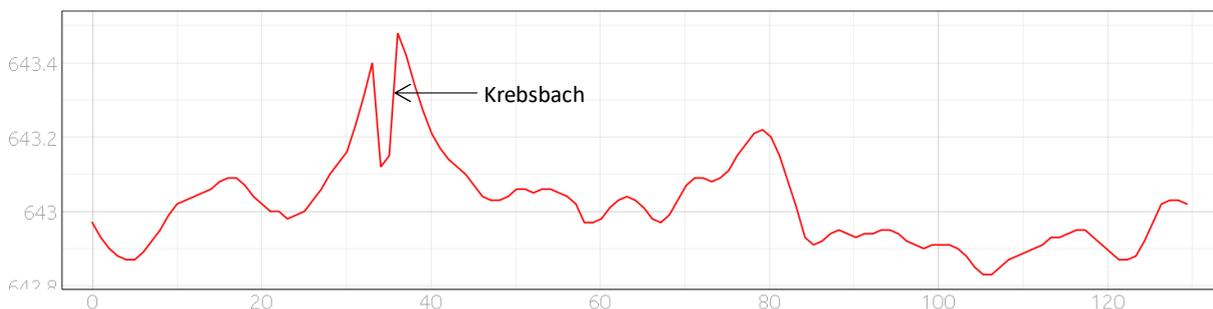


Abbildung 46: Querschnitt durch das Höhenmodell einige Meter westlich des Staupunkts CW05 orthogonal zum Gewässerlauf von Süd nach Nord. x-Achse = Breite in m, y-Achse = mNHN

Der Staupunkt CW06 am gegenüberliegenden Ufer liegt am Ende eines unbenannten Entwässerungsgrabens (LUBW-Bezeichnung: NN-ZW1, Abbildung 47). Der umgebende Uferbereich ist flach und fällt wie auf der Gegenseite zum See hin ab. Basierend auf dem Querschnitt in Ufernähe (Abbildung 48) wurden Einstauhöhen von 642,8 mNHN und 643,1 mNHN gewählt. Die Stauwirkung von CW06 erstreckt sich bis in den Mündungsbereich des südlicheren Entwässerungsgrabens. Bei der Umsetzung von Maßnahmen wäre hier ein zusätzlicher Einstau angebracht.

Die sich daraus ergebenden potenziellen Einstaubereiche sind Abbildung 49 dargestellt.

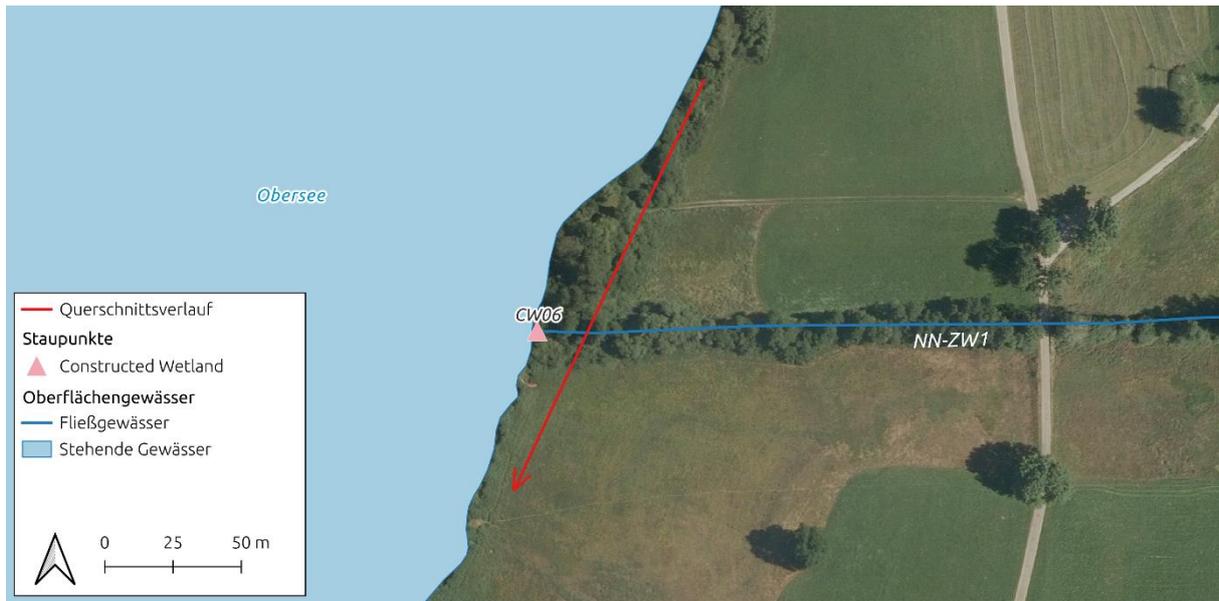


Abbildung 47: Lage und Verlauf des Geländequerschnitts am Standort CW06

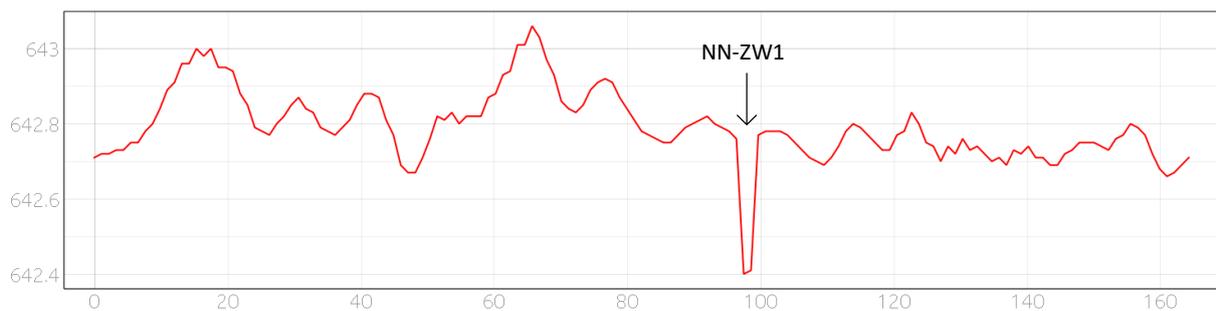


Abbildung 48: Querschnitt durch das Höhenmodell einige Meter östlich des Staupunkts CW06 orthogonal zum Gewässerverlauf von Norden nach Süden. x-Achse = Breite in m, y-Achse = mNHN

CW05 befindet sich, abgesehen von den ufernahen Feuchtgebieten und unabhängig vom Ausdehnungsbereich, in einem existierenden Extensivierungsbereich in Privatbesitz (Tabelle 13). Je nach Ausdehnung sind größere Flächen, die sich in Privatbesitz befinden, betroffen. Ähnliches gilt für CW06, auch dort dominiert Extensivgrünland die Landnutzung, auf den übrigen Flächen findet sich Intensivgrünland, Feuchtgebiete sowie Strauchvegetation (Tabelle 14).

Tabelle 13: Kennwerte für den Standort CW05

| Bezeichnung | Einstauhöhe [mNHN] | Einwirkungsbereich [ha] | In öff. Hand | Landnutzung insgesamt | | | | |
|-------------|--------------------|-------------------------|--------------|-----------------------|------------------|---------------|------|-----------|
| | | | | Extensivgrünland | Intensivgrünland | Feuchtgebiete | Wald | Sonstiges |
| CW05 | 643,0 | 0,5 | 0% | 42% | 0% | 54% | 3% | 1% |
| | 643,3 | 1,1 | 0% | 58% | 0% | 38% | 3% | 1% |

Tabelle 14: Kennwerte für den Standort CW06

| Bezeichnung | Einstauhöhe [mNHN] | Einwirkungsbereich [ha] | In öff. Hand | Landnutzung insgesamt | | | | |
|-------------|--------------------|-------------------------|--------------|-----------------------|------------------|---------------|------|-----------|
| | | | | Extensivgrünland | Intensivgrünland | Feuchtgebiete | Wald | Sonstiges |
| CW06 | 642,8 | 1,1 | 5% | 59% | 12% | 16% | 0% | 12% |
| | 643,1 | 2,9 | 5% | 63% | 16% | 10% | 0% | 11% |

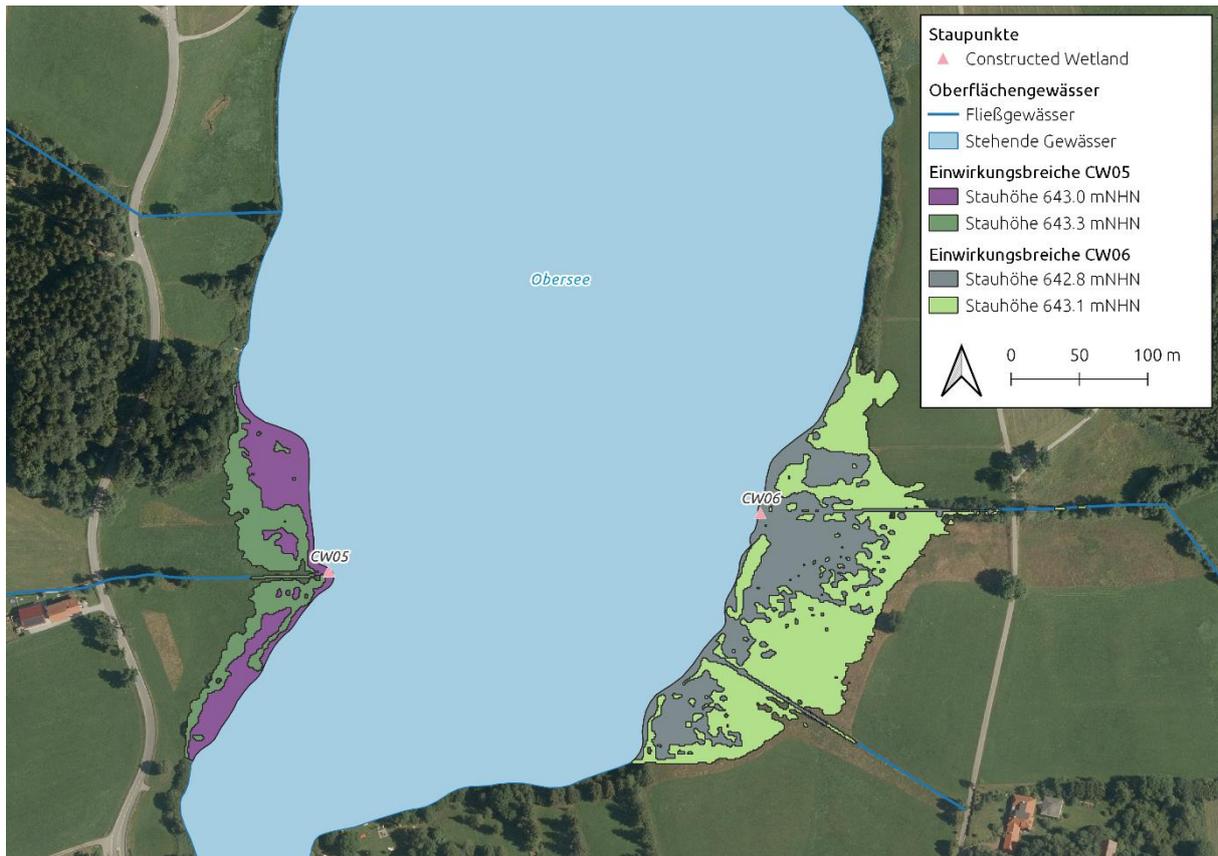


Abbildung 49: Einwirkungsbereiche an den Standorten CW05 und CW06

An den beiden Standorten, die für CW05 und CW06 ausgewählt wurden, durchschneiden die aktuellen Gräben, die als Vorfluter für die Drainagen aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Bereichen fungieren, die Extensivierungsbereiche. Das nährstoffbelastete Wasser aus den intensivlandwirtschaftlich genutzten Flächen gelangt dadurch ohne weiteren Nährstoffentzug in den Obersee. Dadurch bleiben die Extensivierungsflächen hinsichtlich eines Nährstoffentzugs nahezu wirkungslos. Dieses Phänomen tritt an den meisten Zuflüssen von Stillgewässern innerhalb des Untersuchungsgebiets auf und bietet erhebliches Potenzial für einen Nährstoffentzug bei geringem zusätzlichen Flächenbedarf für die jeweiligen Maßnahmen.

4.7.1.3. Bewertung der Constructed Wetlands

Entsprechend der jeweiligen Gegebenheiten weisen die verschiedenen Standorte der CWs unterschiedliche Wirkungsbereiche auf und unterscheiden sich dementsprechend hinsichtlich ihres Potenzials zur Nährstoffreduktion (Tabelle 15). Die Landschafts- und Stoffstromanalyse als Grundlage zur Auswahl geeigneter Standorte ist deshalb essenziell.

Tabelle 15: Kennwerte potenzieller CW-Standorte

| Bezeichnung | Einstauhöhe [mNHN] | Einwirkungsbereich [ha] | In öff. Hand | Landnutzung insgesamt | | | | |
|-------------|-----------------------|----------------------------|-----------------|-----------------------|-----------------------|--------------------|------|-----------|
| | | | | Extensiv- grünland | Intensiv- grünland | Feucht- gebiete | Wald | Sonstiges |
| CW01 | 643,0 | 1,0 | 52% | 15% | 24% | 59% | 0% | 2% |
| | 643,1 | 2,0 | 48% | 32% | 30% | 36% | 0% | 1% |
| CW02 | 643,6 | 12,2 | 61% | 37% | 49% | 9% | 4% | 0% |
| | 643,7 | 15,7 | 63% | 37% | 50% | 8% | 4% | 0% |
| CW03 | 644,0 | 8,1 | 84% | 24% | 60% | 9% | 6% | 0% |
| | 644,1 | 10,0 | 81% | 29% | 56% | 9% | 6% | 0% |
| CW04 | 646,2 | 5,2 | 27% | 22% | 32% | 46% | 1% | 0% |
| | 646,4 | 8,8 | 26% | 22% | 34% | 43% | 0% | 0% |
| CW05 | 643,0 | 0,5 | 0% | 42% | 0% | 54% | 3% | 1% |
| | 643,3 | 1,1 | 0% | 58% | 0% | 38% | 3% | 1% |
| CW06 | 642,8 | 1,1 | 5% | 59% | 12% | 16% | 0% | 12% |
| | 643,1 | 2,9 | 5% | 63% | 16% | 10% | 0% | 11% |

Übergeordnete Kriterien, die hinsichtlich der bestehenden Datenverfügbarkeit zur Einschätzung und Bewertung von potenziellen Feuchtgebietsstandorten herangezogen werden können, sind:

- **Nährstoffrückhaltungs- bzw. -entzugspotential:** Das Rückhalte- bzw. Entzugspotential hängt von mehreren Faktoren ab. Zum einen vom Verhältnis der Feuchtgebietsfläche zur Größe des an diesen Punkt entwässernden Wassereinzugsgebiets und damit zum anderen auch von der absoluten Nährstofffracht, die aus diesem Gebiet in das Feuchtgebiet gelangt, welche wiederum hauptsächlich von der Landnutzung und der Bodenart abhängig ist. Die Effektivität des Nährstoffentzugs wird zudem auch durch das Vorhandensein bzw. die Staffelung vorangeschalteter Feuchtgebiete im Fließgewässernetz beeinflusst, da diese die effektive Einzugsgebietsgröße des jeweiligen CW reduzieren und damit die erforderliche Mindestfläche verringern können. Als Bemessungsgrundlage für die Nährstoffbelastung in den Zuflüssen dienen die SWAT+-Modellierungsergebnisse.
- **Ökologische und naturschutzfachliche Wirkungen:** Aus ökologischer Perspektive stellt die Umwandlung intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen zu Feuchtgebieten in der Regel eine Verbesserung dar. Der ökologische Wirkungsgrad der Umwandlung hängt von der Landnutzung, die vor der Umwandlung auf der betreffenden Fläche betrieben wird, ab. Im Zusammenhang mit naturschutzfachlichen Aspekten ist z.B. weiter wichtig, inwieweit die CW ein Habitatmosaik ergänzen. Verschiedentlich ergeben sich aus der Anlage von CW zudem weitere positive Effekte wie beispielsweise Wasserrückhalt in der Fläche oder, wie hier in moorreichen Gebieten, die Unterbindung einer Entwässerung von Moorflächen und anmoorigen Böden.
- **Flächenbedarf und Besitzverhältnisse:** Wie hoch ist der Flächenbedarf für ein künstliches Feuchtgebiet am jeweiligen Standort? Welcher Teil dieser Fläche befindet sich entweder im Kommunalbesitz oder wird durch die Liegenschaftsverwaltung des Landes Baden-Württemberg verwaltet? Je höher der Flächenbedarf und je geringer der Anteil dieser Flächen in öffentlicher Hand, desto aufwändiger und komplizierter gestaltet sich eine Umsetzung. Dementsprechend sind diejenigen Standorte vorteilhaft, an denen ein möglichst geringes Maß an Fläche zusätzlich erworben werden muss (sei es bspw. durch Zukauf oder Flächentausch).

Die Bewertung des Flächenbedarfs ist also einerseits bedingt durch den allgemeinen Flächenbedarf basierend auf den berechneten Einwirkungsbereichen und vom Anteil an öffentlichem Besitz in diesen Bereichen andererseits.

Anhand der o.g. Kriterien wird deutlich, dass eine Auswahl geeigneter CW-Standorten von ökologischen und sozio-ökonomischen Faktoren abhängt und in der Regel in Aushandlungsprozesse mit verschiedenen Akteuren resultiert. Sowohl für die Auswahl funktional geeigneter Standorte als auch für die Akzeptanz der Maßnahmen ist ein transparentes und evidenzbasiertes Vorgehen entscheidend. Die Anwendung der hier entwickelten Werkzeuge kann diese Prozesse maßgeblich unterstützen. Aufgrund der Relevanz, die der Auswahl der Standorte zukommt, müssen die Instrumente ständig weiterentwickelt und z.B. um Analysewerkzeuge aus dem Umwelt- und Naturschutz ergänzt werden.

4.7.2. Handlungsoption Controlled Drainage

Ein weiterer Ansatzpunkt zum Nährstoffmanagement in der Agrarlandschaft bieten Modifizierungen der vorhandenen Drainageinfrastruktur. Ziel ist es hier vor allem, durch Steuerung des Wasserstands im Drainagesystem den Nährstoffentzug und Bodenerosion zu reduzieren und die Wasserversorgung in der Landschaft vor allem in den zunehmend wärmeren Sommermonaten sicherzustellen bzw. zu verbessern.

4.7.2.1. Vorgehen

Auswirkungen von CDs auf das Untersuchungsgebiet werden durch Modellierungen getestet. Für diese Fallstudie wurden sechs Bereiche identifiziert (CD 01 bis CD 06), die eine hohe Dichte an offenen Gräben aufweisen (Abbildung 50). Die Gräben dienen einerseits der direkten Entwässerung und sammeln gleichzeitig das Wasser unterirdischer Drainagesysteme. Für jeden der sechs Grabenbereiche der Fallstudie wurde ein neuralgischer Standort ermittelt, an dem mittels einer einzelnen technischen Maßnahme die größtmögliche Ausdehnung auf das Grabennetzwerk erzielt werden kann. An diesen neuralgischen Punkten lassen sich anhand von Geländequerschnitten die potenziellen Einstauhöhen ermitteln. Das Ziel ist ein Wasserrückhalt innerhalb der Drainagegräben und ein dadurch erhöhter Wasserspiegel in den Böden der angrenzenden Flächen. Anders als bei den Constructed Wetlands, bei denen Auswirkungen in der Fläche angestrebt werden, ist die maximale Einstauhöhe einer kontrollierten Drainage durch die Uferhöhe des Grabens begrenzt. Die Einwirkungsbereiche, die sich aus der hier beschriebenen Vorgehensweise bei der Berechnung der Einstauhöhe ergeben, sind diejenigen Abschnitte des Grabennetzwerks, die sich tiefer bzw. auf gleicher Höhe mit der die Einstauhöhe befinden. Nicht dargestellt durch die Vorgehensweise sind zunächst Bereiche von Zuläufen, die über der Einstauhöhe liegen. Auch in diesen höherliegenden Bereichen wird der Abfluss durch den Einstau innerhalb ihres Vorfluters verlangsamt bzw. bei geringem Wasserdargebot teilweise unterbunden. Im Vergleich zu Constructed Wetlands, bei denen Wasser, das nicht mehr in der Fläche aufgenommen werden kann, selbständig abfließt, kann der Abfluss in Controlled Drainage - Systemen gesteuert werden. Bei großem Wasserdargebot kann z.B. der Abfluss erhöht werden, indem Wasser an den technischen Stauwehren abgelassen wird. Andererseits kann durch Überstau der Gräben in die Fläche auf verstärkten Wasserrückhalt gesetzt werden. Die Steuerung der CD in der Praxis kann durch Niederschlagsszenarien und Pegelmesssysteme im Gebiet unterstützt werden.

4.7.2.2. Fallstudie

Die im Rahmen der Fallstudie durchgeführten Modellierungen zeigen die Auswirkungen von CDs in Abhängigkeit des Grabensystems und der Topografie. Standort CD01 weist bei der gewählten Einstauhöhe geringe Überstaubereiche in der Fläche auf. Demgegenüber ist der zu erwartende Überstau in die angrenzenden Flächen bei entsprechendem Wasserdargebot und geschlossenem Stauwehr deutlich größer (Abbildung 51 bis Abbildung 56). Der Test zeigt, dass mittels unserer Vorgehensweisen Stauhöhen identifiziert werden können, die je Standort die Wahl zwischen Wasserrückhalt ausschließlich innerhalb der Gräben oder zeitweise flächigem Überstau ermöglichen.

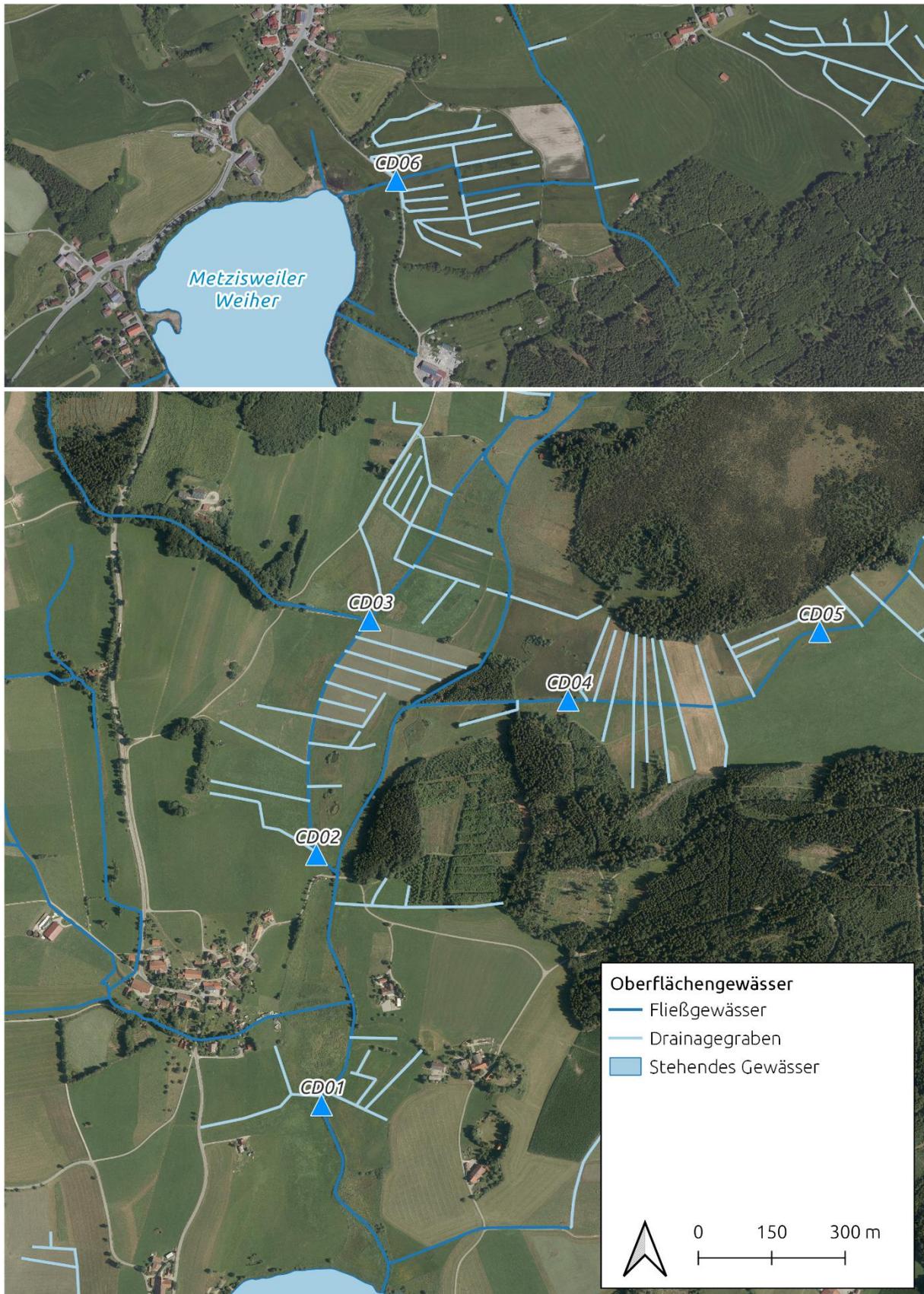


Abbildung 50: Staupunkte für potenzielle Standorte mit kontrollierter Drainage

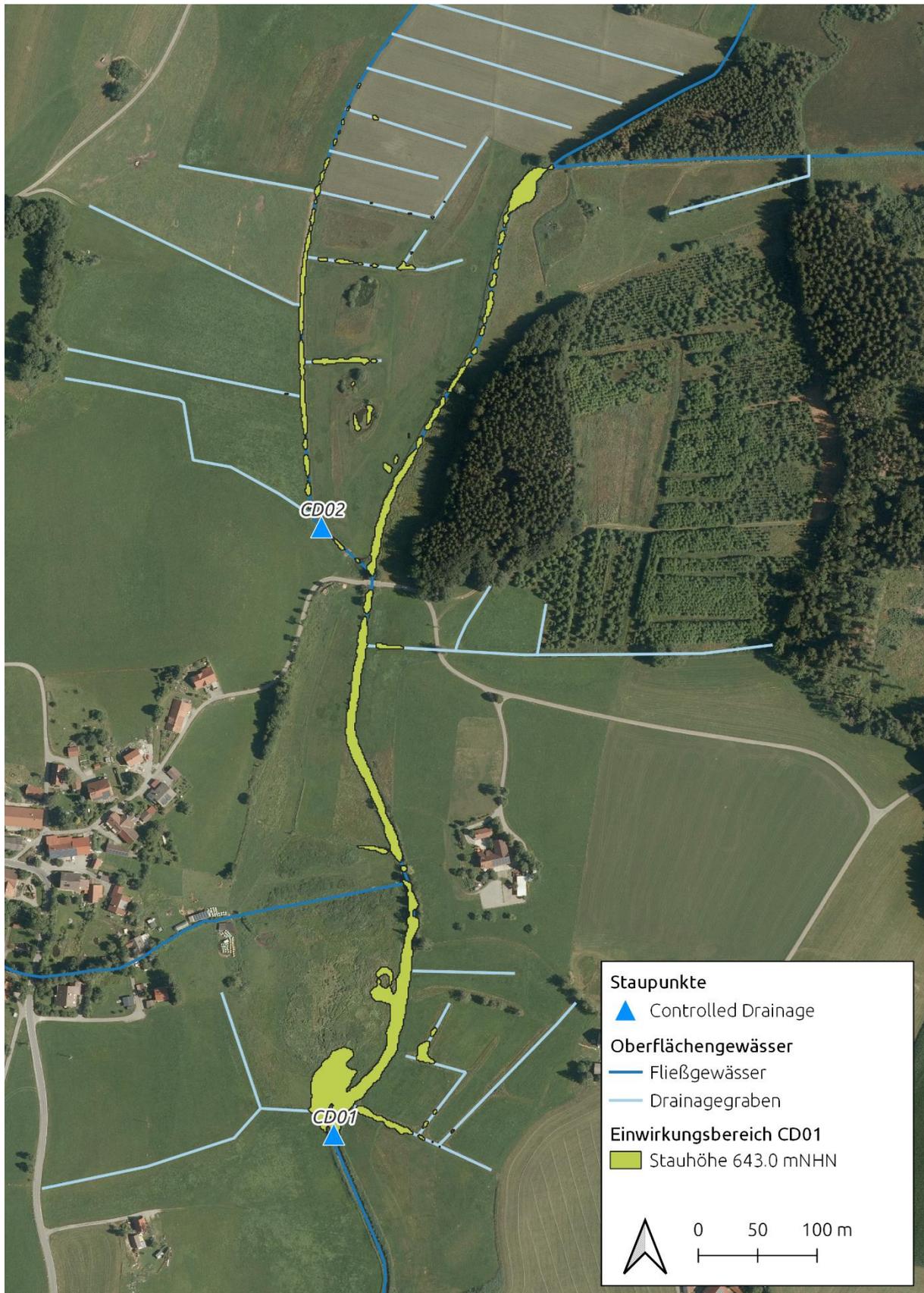


Abbildung 51: Einwirkungsbereich am Standort CD01

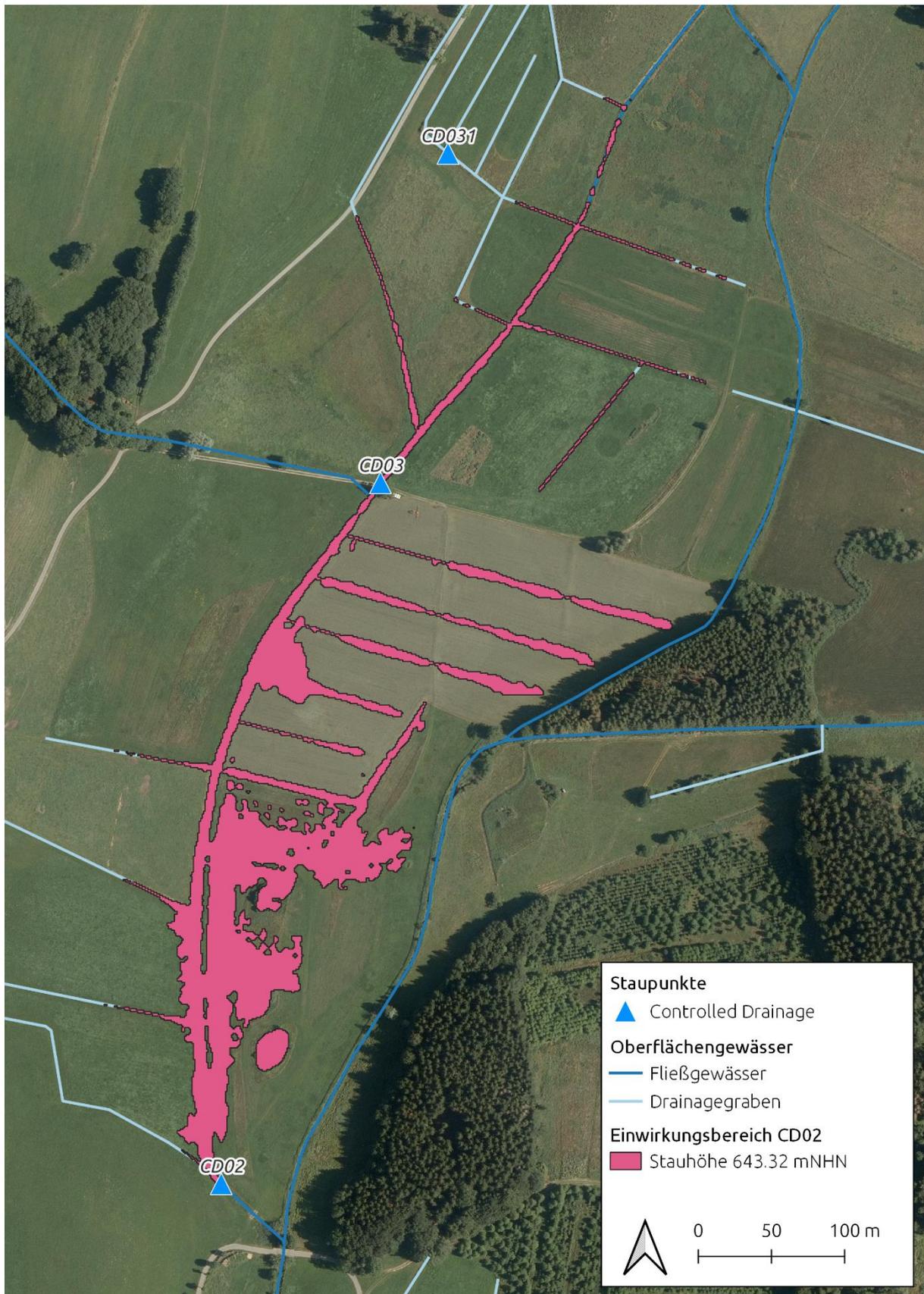


Abbildung 52: Einwirkungsbereich am Standort CD02

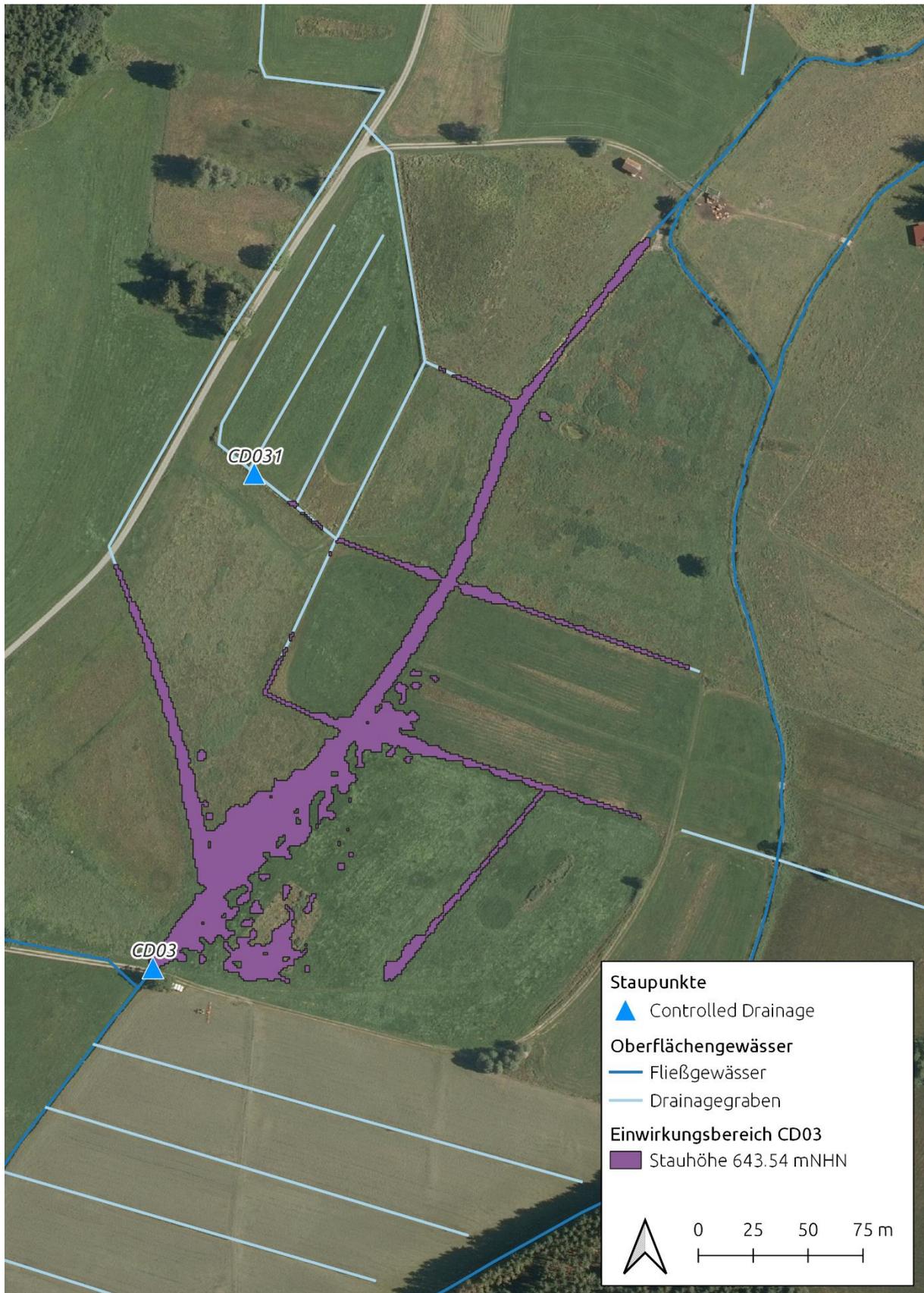


Abbildung 53: Einwirkungsbereich am Standort CD03

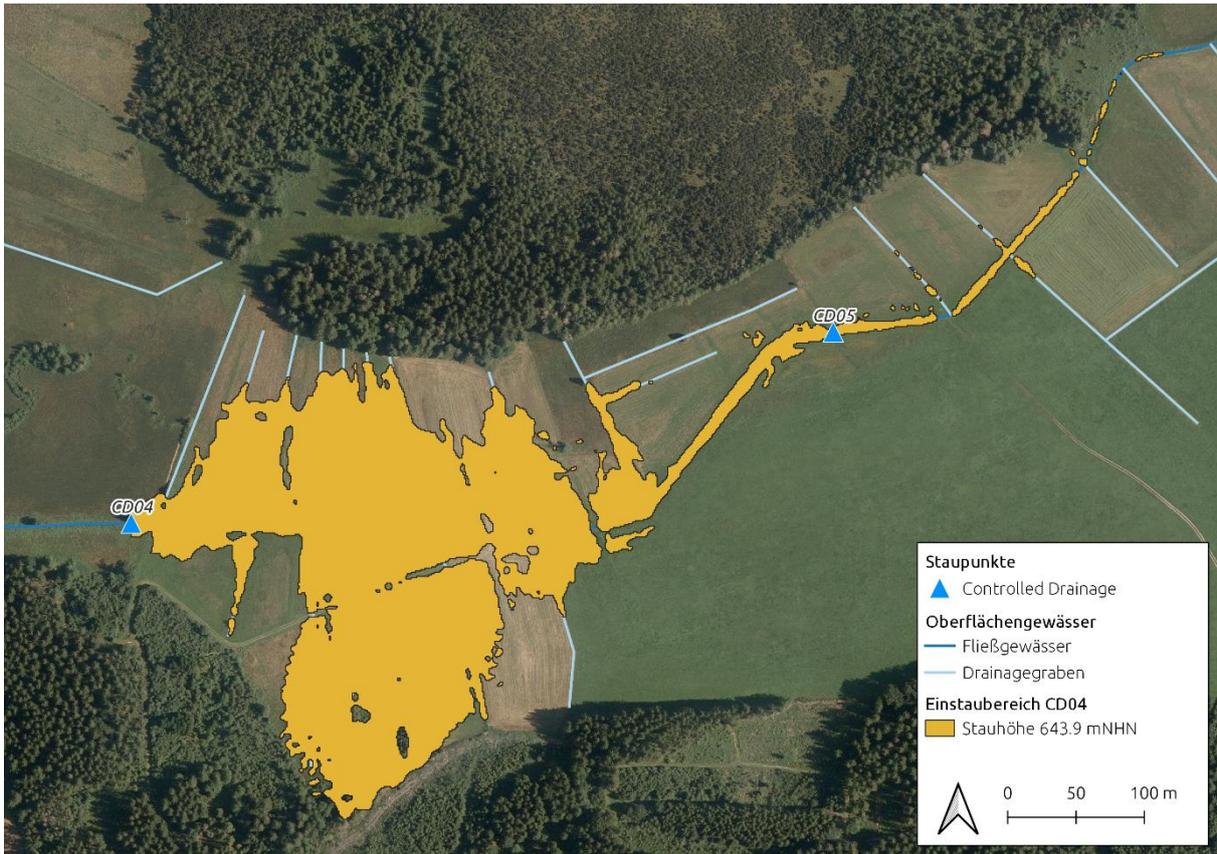


Abbildung 54: Einwirkungsbereich am Standort CD04

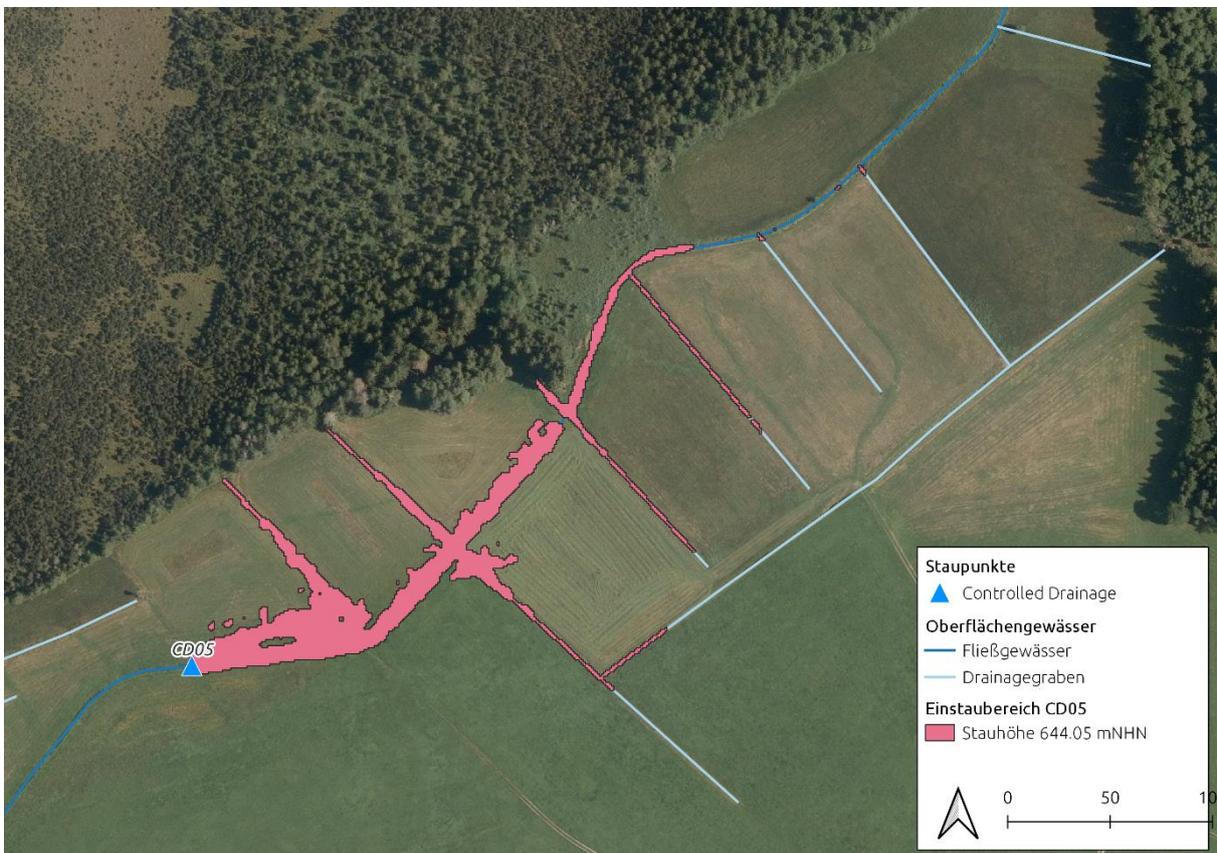


Abbildung 55: Einwirkungsbereich am Standort CD05

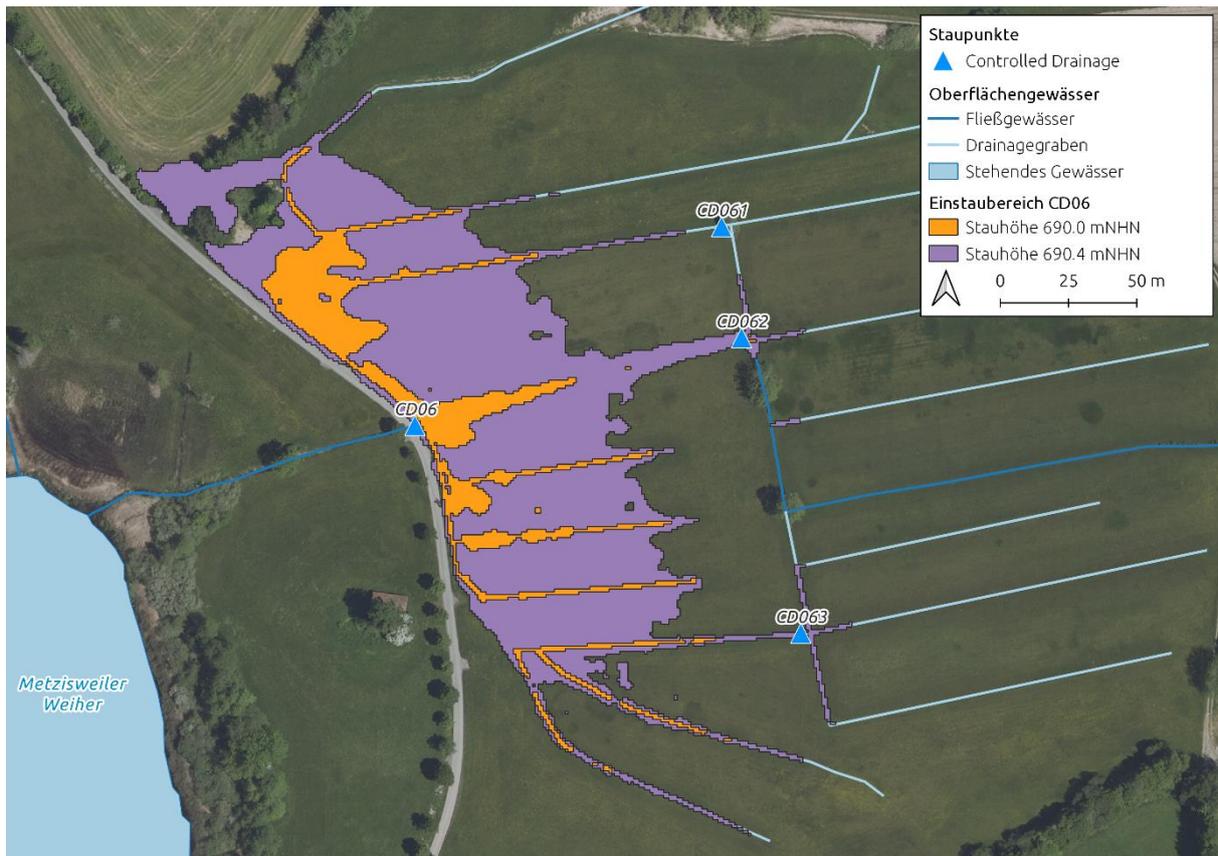


Abbildung 56: Einwirkungsbereich am Standort CD06

4.7.2.3. Einschätzung der Möglichkeiten von Controlled Drainages

CDs bieten die Möglichkeit, sowohl den Abfluss zu steuern als auch die Auswirkungen der Abflusssteuerung räumlich explizit zu prognostizieren. Damit lassen sich Faktoren und Zielsetzungen wie Nährstoffentzug, Wasserversorgung sowie Bewirtschaftungsziele maßgeblich unterstützen.

Drainage-Infrastruktur ist in den landwirtschaftlich genutzten Bereichen vorhanden. Technische Stauereinrichtungen ausgenommen, sind weitergehende Investitionen zunächst kaum notwendig und zusätzlicher Flächenbedarf ist nicht gegeben. Ein Pegelsystem kann die Modellprognosen während des Betriebs der CDs unterstützen und die Wirksamkeit der Maßnahmen erhöhen. Die Akzeptanz gegenüber Drainagen ist seitens der Landnutzer gegeben.

Um diese Potenziale der CDs umfänglich nutzen zu können, sind verlässliche Datengrundlagen wichtig. Im vorliegenden Höhenmodell sind beispielsweise die Grabendimensionen nur unzureichend abgebildet und müssen ggf. durch Messungen im Gelände ergänzt werden. Darauf aufbauend können die digitalen Höhenmodelle ergänzt werden.

Bei entsprechenden Datengrundlagen lassen sich Planungskenngrößen und damit Entscheidungskriterien für die Implementierung von CD-Systemen mittels Modellierungen ableiten (Tabelle 16). Die Genauigkeit, mit der die Kenngrößen ermittelt werden können, hängt von der Qualität und dem Umfang der verfügbaren Grundlegendaten ab.

Tabelle 16: Kennwerte für die untersuchten potenziellen Standorte für kontrollierte Drainage-Maßnahmen

| Standort | max. Einstauhöhe [mNHN] | Gesamtlänge Drainagegräben [km] | Einwirkungsbereich [ha] | Grünlandfläche [ha] | Grünlandnutzung [extensiv/intensiv] |
|----------|-------------------------|---------------------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------------------|
| CD01 | 643,00 | 1,0 | 1,0 | 9,8 | ≈ 50:50 |
| CD02 | 643,32 | 1,9 | 2,5 | 24,6 | überwiegend intensiv |
| CD03 | 643,54 | 1,2 | 0,7 | 11,2 | überwiegend extensiv |
| CD04 | 643,90 | 2,3 | 6,2 | 10,7 | überwiegend intensiv |
| CD05 | 644,05 | 1,0 | 0,6 | 6,5 | ≈ 50:50 |
| CD06 | 690,00 | 1,2 // 1,9 ⁴ | 0,3 // -- ⁵ | 5,2 // 9,6 | hauptsächlich extensiv |

4.7.3. Handlungsoption Hecken und Randstreifen

Gewässerrandstreifen und Hecken sollen Bodenerosion durch Wasser und den damit verbundenen Sediment- und Stoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Oberflächengewässer verringern. Die Vegetation stabilisiert den Boden, schützt ihn vor dem Aufprall von Regentropfen, verringert die Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses und erhöht dadurch die Infiltration in den Boden sowie die Evapotranspiration (Kervroëdan et al., 2020). Der verringerte Oberflächenabfluss erhöht den Rückhalt von Sedimenten und von sediment-gebundenen Stoffen wie partikulärer Phosphor.

4.7.3.1. Vorgehen

SWAT+ bietet die Möglichkeit, sogenannte „vegetative filter strips“ (VFS) zu simulieren (Neitsch et al.,

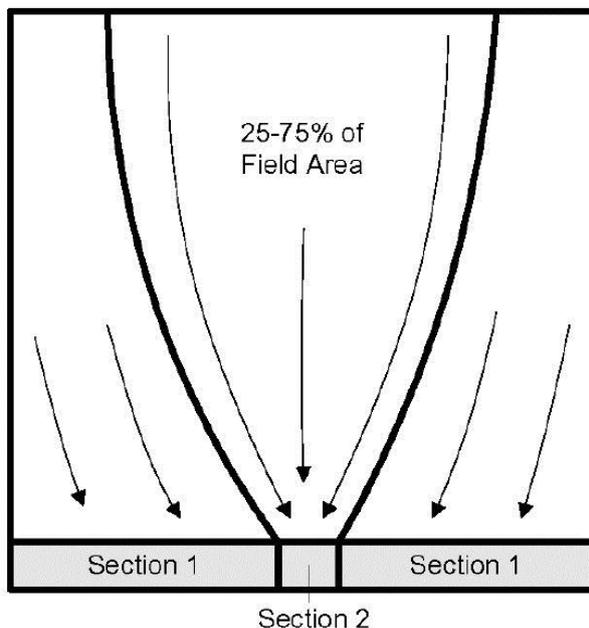


Abbildung 57: Prinzip der SWAT+-Parametrisierung der Flächenanteile von Vegetation Filter Stripes an den Auenbereichen. Section 1: Entwässerung über Uferbereiche ohne Filter Stripes; Section 2: Entwässerung über Uferbereiche, die mit Vegetation Filter Stripes ausgestattet sind.

2011). Das den Simulationen hierbei zugrundeliegende Regressionsmodell basiert auf empirischen Daten zahlreicher Feldversuche. Die Simulation der VFS erfolgt dabei auf HRU-Ebene. SWAT+ bietet die Möglichkeit, die Abflussmengen anteilig über die VFS oder an den VFS vorbei in den Vorfluter gelangen zu lassen. Weiter kann definiert werden, welche Anteile die VFS an den uferbegleitenden Flächen einnehmen. Zudem lässt sich das Flächenverhältnis von VFS zu entwässerter Fläche für die Simulation festlegen (Abbildung 57). Für unsere Modellrechnungen wurden VFS als Anteile (Uferstrandstreifen) für sämtliche intensiv und extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen im Bereich des nördlichen Zulaufs des Obersees simuliert.

⁴ Variante mit den zusätzlichen Staupunkten CD061 bis CD063

⁵ Hierzu wurden keine expliziten Berechnungen vorgenommen, es kann anhand der Geländebeschaffenheit allerdings davon ausgegangen werden, dass sich der Einwirkungsbereich etwa verdoppeln würde.

4.7.3.2. Ergebnisse der VFS-Simulation

Trotz der Verortung von VFS auf sämtlichen Grünlandflächen beläuft sich die Reduktion für Nitratstickstoff lediglich auf 0,4% und für die Gesamt-Phosphormenge auf 3,8% (Tabelle 17, Abbildung 26). Dies entspricht einer jährlichen Reduktionsmenge von 115 kg (NO₃-N) bzw. 13 kg (Gesamt-Phosphor). Die Werte können für die einzelne Teileinzugsgebiete höher liegen (Tabelle 18, Abbildung 58).

Tabelle 17: Vergleich der Nährstofffrachten im Zulauf des Obersees (Immenrieder Ach) mit und ohne simulierter VFS

| Ort: Zulauf Obersee (Immenrieder Ach) | | | | |
|---------------------------------------|-----------------|----------------|---------------|------------------|
| Nährstoff | Ohne VFS [kg/d] | Mit VFS [kg/d] | Reduktion [%] | Reduktion [kg/a] |
| NO ₃ -N | 75,89 | 75,57 | 0,4% | 115,1 |
| Partikulärer Phosphor | 0,143 | 0,126 | 12,2% | 6,4 |
| Gelöster Phosphor | 0,801 | 0,783 | 2,3% | 6,7 |
| Gesamt-P | 0,944 | 0,909 | 3,8% | 13,1 |

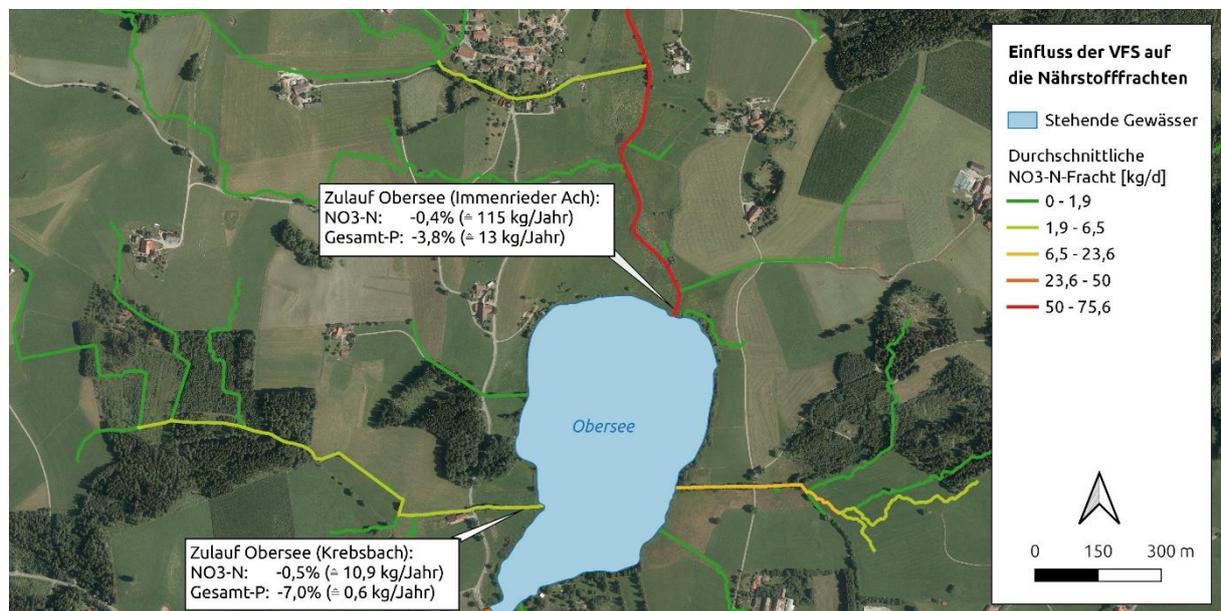


Abbildung 58: Änderung in den Nährstofffrachten in den beiden Hauptzuläufen des Obersees durch die SWAT+-Simulation von VFS auf allen Grünlandflächen

Tabelle 18: Vergleich der Nährstofffrachten im Zulauf des Obersees (Krebsbach) mit und ohne simulierter VFS

| Ort: Zulauf Obersee (Krebsbach) | | | | |
|---------------------------------|-----------------|----------------|---------------|------------------|
| Nährstoff | Ohne VFS [kg/d] | Mit VFS [kg/d] | Reduktion [%] | Reduktion [kg/a] |
| NO ₃ -N | 5,80 | 5,77 | 0,5% | 10,9 |
| Partikulärer Phosphor | 0,009 | 0,008 | 3,6% | 0,1 |
| Gelöster Phosphor | 0,017 | 0,015 | 8,7% | 0,5 |
| Gesamt-P | 0,025 | 0,024 | 7,0% | 0,6 |

Obwohl die Simulation von einer Ausstattung sämtlicher Uferbereiche mit angrenzendem Grünland mit VFS ausgeht, bleibt der Nährstoffentzug, der mit VFS erreicht wird, im Vergleich zu den Handlungsoptionen wie z.B. der CWs und CDs marginal. Möglicherweise relevant sind die VFS allerdings im Zusammenhang mit anderen Faktoren wie der Habitatausstattung der Uferbereiche für verschiedene Organismen oder für die Beschattung der Gewässer. Zur Einschätzung des Wirkungsgrads

von Leistungen, die nicht im Kontext mit Nährstofftransporten stehen, sind weitere Untersuchungen bzw. Simulationen mit dafür geeigneten Modellierwerkzeugen notwendig.

4.7.4. Zukünftige Handlungsoption Sedimentationsmanagement und Sedimentationsbecken

Sedimentation und der Transport von Sedimenten spielt eine wichtige Rolle für das Gewässermanagement in Agrarlandschaften. Sedimente können mittels verschiedener Maßnahmen aus Gewässern extrahiert werden. In der Region Allgäu-Oberschwaben spielen die zahlreichen Weiher innerhalb der Gewässernetze hierbei eine wichtige Rolle. Einerseits bietet die Bewirtschaftung von Weihern mit Maßnahmen der sogenannten Sömmerung und Winterung Möglichkeiten, in den Nährstoffhaushalt der Gewässer einzugreifen. Weitere Optionen bieten sogenannte Sedimentationsbecken, die Weihern vor und nachgeschaltet werden können, um die Verschlammung nachfolgender Fließ- und Stillgewässer zu verhindern. Dabei werden zwei Typen unterschieden:

Vorgeschaltete Becken, also solche im Zulauf eines Sees oder Weihers, werden für gewöhnlich über einen Überlauf im Zufluss gespeist. Bei Starkregenereignissen oder Hochwasser gelangt Wasser über den Überlauf in das Sedimentationsbecken. Hochwasserabflüsse sind in der Regel schlammhaltig, sodass sich Schweb- und Feinstoffe verstärkt im vorgeschalteten Becken absetzen und nicht in den nachfolgenden Weiher gelangen.

Die den Weihern nachgeschalteten Becken werden in der Regel nur dann genutzt, wenn der Weiher gewintert (oder seltener: gesömmert) also abgelassen wird. Das abfließende Wasser wird mittels eines Staumechanismus umgelenkt und anstatt über den üblichen Weiherabfluss in Absetzbecken geleitet. Ist der das Absetzbecken mit Wasser gefüllt, läuft der Überschuss über einen eigenen Überlauf in das reguläre Fließgewässer ab.

Die Dimensionierung von Absetzbecken erfolgt durch hydraulische Berechnungen. Maßgebend ist dabei die Retentionszeit des Wassers im Becken. Je länger diese ist, desto feinere Schwebstoffe können sich im Becken absetzen. Für die Weiher, die durch das Aktionsprogramm betreut werden, wird eine Mindestverweilzeit von 30 Minuten angestrebt (Schlecker, mündl.). Im Verlauf der Absetzprozesse wird die Verweildauer von der Abflussmenge und -geschwindigkeit, der Fließstrecke (= Länge des Beckens) und der Wassertiefe beeinflusst. Mit zunehmender Absetzmenge verringert sich die Wassertiefe und dementsprechend die Retentionszeit.

Aufgrund der Vielzahl der Faktoren, die für jeden Standort unterschiedliche Dimensionen aufweisen können (u. a. Schlammfracht im Abfluss, Dimensionierung hinsichtlich Höhe, Breite, Tiefe, Durchflussquerschnitt, letzte Winterung/Sömmerung etc.) ist eine Simulation der Auswirkungen der verschiedenen im Untersuchungsgebiet vorhandenen Absetzbecken auf das Gewässernetz derzeit wenig zielführend. Eine Ableitung belastbarer Werte aus der Literatur ist nicht zufriedenstellend möglich, weil der überwiegende Großteil der Untersuchungen auf Sedimentationsbecken in der Rohstoffgewinnung und in Aquakulturen oder auf Regenrückhaltebecken fokussiert. Diese unterscheiden sich jedoch in Funktion und Aufbau und somit auch in der Zielsetzung signifikant von den Schlammabsetzbecken im Seenprogramm. Wie erwähnt spielen die zahlreichen Weiher jedoch eine wichtige Rolle im Gewässernetz der Region und bieten zudem als Bewirtschaftungsobjekte Möglichkeiten für Maßnahmen, die an natürlichen Seen nicht umgesetzt werden können. Die Quantifizierung des Effekts von Sedimentationsbecken im Untersuchungsgebiet und deren Potenziale zur Aufwertung der Gewässer ist Gegenstand eines Folgeprojekts.

4.8. Szenarienbildung

Nachdem in den vorherigen Schritten die Wirksamkeit und die Potenziale verschiedener Handlungsoptionen analysiert und Maßnahmenstandorte identifiziert wurden, gilt es nun, diese Handlungsoptionen in umsetzungsrelevante Szenarien zusammenzuführen. Ziel der Szenarienbildung ist es, Kombinationen von Handlungsoptionen zu ermitteln, die für eine wirksame Umsetzung in der Praxis geeignet sind. Die entsprechenden Szenarien sollen die Grundlage für partizipative Entscheidungsprozesse mit verschiedenen Akteuren darstellen.

4.8.1. Vorgehen

4.8.1.1. Identifikation von Maßnahmenkombinationen

In den vorausgegangenen Arbeitsschritten wurden Handlungsoptionen (Maßnahmen) identifiziert und hinsichtlich ihrer potenziell besten Wirksamkeit verortet. Darüber hinaus wurde erforderliche Flächengröße, Landnutzung und die Besitzverhältnisse an den potenziellen Maßnahmenstandorten erfasst (Kap. 4.7). Im Zuge der Szenarienbildung sollen diese Maßnahmen nun gebündelt werden. Die resultierenden Szenarien unterscheiden sich hinsichtlich ihres Nährstoffreduktionspotenzials in den Gewässern. Die Darstellung verschiedener Szenarien ist wichtig, weil für die Auswahl neben dem Potenzial zur Reduktion von Stoffeinträgen weitere Faktoren wie z.B. Flächenbedarf, Besitzverhältnisse auf den notwendigen Flächen oder Kosten in die Entscheidungsprozesse eingehen.

Auf der Basis der kalkulierten Effekte einerseits und der Rahmenbedingungen andererseits lassen sich nun unterschiedliche alternative Szenarien zusammensetzen.

4.8.1.2. Quantifizierung der Wirksamkeit einzelner Maßnahmen

Wie oben erwähnt, basiert die Beurteilung der verschiedenen Szenarien auf einer Reihe sowohl ökologischer als auch sozioökonomischer Kenngrößen. Bei unserem Vorgehen dient das Potenzial, das die jeweiligen Szenarien hinsichtlich der Reduktion von Nährstoffen in den Gewässern aufweisen als Ausgangspunkt der Entscheidungsprozesse. Hierfür maßgeblich ist einerseits die Reduktionswirkung der einzelnen Maßnahmen. Weiter wichtig ist die Beurteilung der Wirkungen der Maßnahmen als Maßnahmenbündel.

Die Bemessung der Wirksamkeit der jeweiligen Maßnahme basiert auf dem aktuellen Forschungsstand. Die verfügbaren Untersuchungen zeigen, dass die Reduktionswirkungen sowohl von CWs als auch von CDs große Variationen aufweisen. So fanden Tournebize et al. (2017) in ihrer Meta-Studie zu für 34 CWs Nitrat-Reduktionen von 20 bis 90%. Auch für Phosphor schwankt die Effizienz je nach Studie zwischen 17 und 90% (Johannesson et al., 2011; Koskiaho et al., 2009; Menon & Holland, 2013). Für die kontrollierte Drainage wurden die Werte einer Meta-Studie von Wang et al. (2020) herangezogen. Sie beinhalten die Daten aus insgesamt 61 Publikationen zu der Wirksamkeit von CD in Nordamerika, Asien und Europa.

Für unsere Berechnungen wurden für CWs und CDs jeweils die Minimalwerte der verfügbaren Untersuchungen angesetzt (Kap. 4.8.1.2). Damit liefern unsere Ergebnisse konservative Prognosen hinsichtlich der zu erwartenden Effekte der verschiedenen Szenarien.

4.8.1.3. Reduktionswirkung der Szenarien

Die Berechnung der Reduktionswirkung der Maßnahmenbündel erfolgt schrittweise:

1. Für jede Handlungsoption des Szenarios wird der Entzug von Nährstoffen und ggf. der Reduktion der Abflussmenge berechnet. Reduktionsbetrag ergibt sich durch die Multiplikation

der Channel-Nährstofffracht am jeweiligen Gewässerabschnitt und dem Wirkungsgrad (Reduktionsfaktor) der betreffenden Maßnahme (Tabelle 19).

- Der Reduktionsbetrag wird von den Channel-Frachten der flussabwärts nachfolgenden Gewässerabschnitte subtrahiert.

Tabelle 19: Die im Python-Script angewendeten Reduktionsfaktoren für die einzelnen Handlungsoptionen

| Handlungsoption | Reduktionsfaktor | | | |
|-----------------|------------------|-----------------------------|-------------------|-----------------------|
| | Abfluss | NO ₃ -Stickstoff | Gelöster Phosphor | Partikulärer Phosphor |
| CW01 | 0 | 0.05 | 0.05 | 0.05 |
| CW02 | 0 | 0.2 | 0.2 | 0.2 |
| CW03 | 0 | 0.2 | 0.2 | 0.2 |
| CW04 | 0 | 0.2 | 0.2 | 0.2 |
| CW05 | 0 | 0.2 | 0.2 | 0.2 |
| CW06 | 0 | 0.2 | 0.2 | 0.2 |
| CD01 | 0.075 | 0.15 | 0.025 | 0.025 |
| CD02 | 0.15 | 0.3 | 0.05 | 0.05 |
| CD03 | 0.15 | 0.3 | 0.05 | 0.05 |
| CD04 | 0.15 | 0.3 | 0.05 | 0.05 |
| CD05 | 0.15 | 0.3 | 0.05 | 0.05 |
| CD06 | 0.15 | 0.3 | 0.05 | 0.05 |

4.8.2. Ergebnisse

Für die Beurteilung des Reduktionspotenzials der verschiedenen Szenarien werden die für die jeweiligen Szenarien berechneten Channel-Frachten am Gebietsauslass herangezogen. Dabei wird für jedes Szenario die relative Reduktionswirkung (Kenngrößen Abfluss, NO₃-N, gelöster und partikulärer Phosphor) im Vergleich zu den Nährstofffrachten ohne Maßnahmen berechnet und ausgegeben (Tabelle 20). Folgende alternative Szenarien wurden kalkuliert:

- CW02 (A) ist das Szenario bzw. hier diejenige Maßnahme, die für sich betrachtet die größte Reduktionswirkung auf die Nährstofffrachten aufweist
- CW02_CW03 (B) und CW02_CD04_CD05 (C) dienen der Veranschaulichung der Kombination unterschiedlicher Maßnahmen (CW vs. CD) am selben Standort. Bei (C) wurden CW03 durch die beiden Maßnahmen CD04 und CD05 ersetzt.
- CW03_CW04_CD02 (D). Hier wurde ein CW durch lediglich ein CD ersetzt.
- CW01_CW02_CW03_CW04_CW05_CW06 (E) und CD01_CD02_CD03_CD04_CD05_CD06 (F) zeigen die Effekte der Kombination aller CWs vs. aller CDs.

Tabelle 20: Vergleich der Reduktionswirkung für ausgewählte Szenarien im Mündungs-Channel der Immenrieder Ach in den Obersee im Verhältnis zu den SWAT+-Simulationsergebnissen ohne umgesetzte Maßnahmen (Szenario-Index 0).

| Szenario-Index | Bezeichnung | Anzahl Maßnahmen | Reduktionseffekt im nördl. Zulauf des Obersees [%] | | | | |
|----------------|-------------------------------|------------------|--|--------------------|-------------------|-----------------------|----------|
| | | | Abfluss | NO ₃ -N | Gelöster Phosphor | Partikulärer Phosphor | Gesamt-P |
| 0 | Keine Maßnahmen | 0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| A | CW02 | 1 | 0,0 | 26,8 | 21,9 | 28,7 | 27,7 |
| B | CW02_CW03 | 2 | 0 | 31,4 | 24,0 | 33,2 | 31,8 |
| C | CW02_CD04_CD05 | 3 | 4,25 | 32,0 | 23,3 | 31,6 | 30,3 |
| D | CW03_CW04_CD02 | 3 | 0,3 | 17,0 | 9,0 | 9,8 | 9,6 |
| E | CW01_CW02_CW03_CW04_CW05_CW06 | 6 | 0,0 | 44,1 | 35,0 | 41,8 | 40,7 |
| F | CD01_CD02_CD03_CD04_CD05_CD06 | 6 | 9,4 | 13,5 | 7,0 | 8,9 | 8,6 |

Der Vergleich der Szenarien macht deutlich, dass sich mit Constructed Wetlands als Maßnahme ein tendenziell höherer Nährstoffentzug erreichen lässt als mit Controlled Drainages. So ist das Szenario E mit allen CW, dasjenige mit dem höchsten Nährstoffentzug, während das Szenario F von den aufgeführten Szenarien die geringste Wirksamkeit besitzt. Unabhängig von der Maßnahmenart ist aber vor allem die Lage der Maßnahmen im Gewässernetz entscheidend für deren Wirksamkeit. Wie der Vergleich von Szenario B und C zeigt, lassen sich bei entsprechend zielgerichteter Verortung mit Controlled Drainages ähnlich hohe Effekte erzielen wie sie mittels Constructed Wetlands erreicht werden können (Abbildung 59). Dies eröffnet die Möglichkeit, entsprechend der Rahmenbedingungen und Umsetzbarkeit zwischen Szenarios zu wählen.

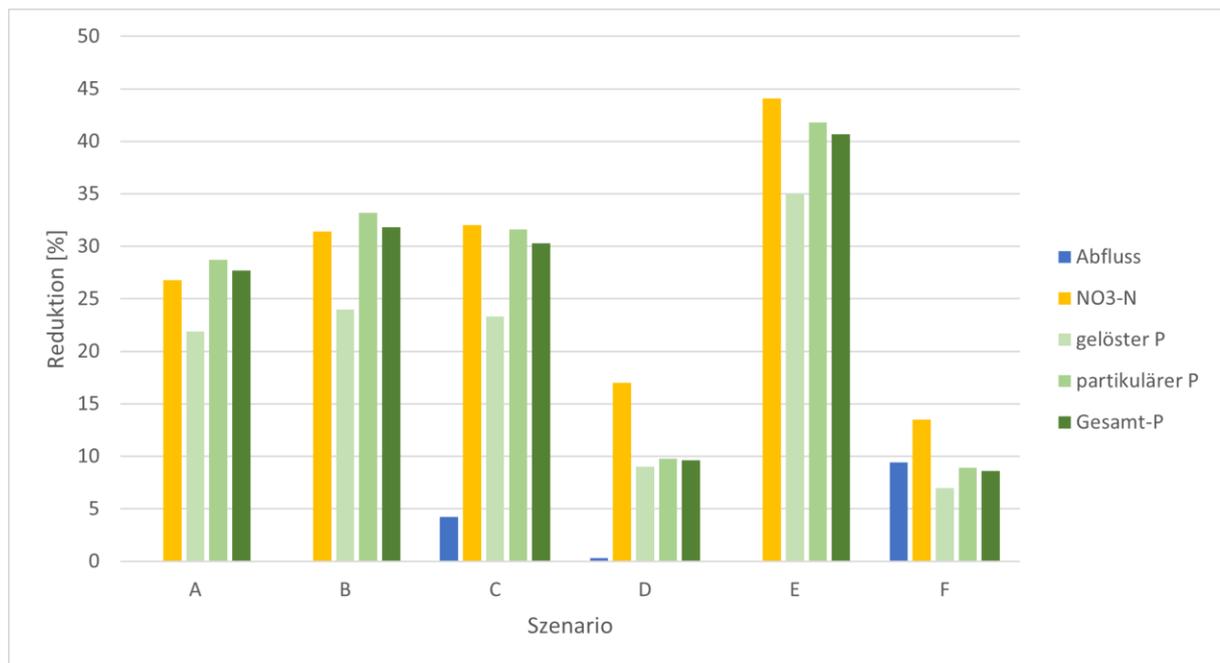


Abbildung 59: Reduktion der Abflussmenge sowie relevanter Nährstoffformen im nördlichen Zulauf des Obersees bei unterschiedlichen Szenarien. Die Reduktion bezieht sich jeweils auf die SWAT+-Simulationsergebnisse ohne Berücksichtigung von Maßnahmen.

Nährstoffreduktion durch unterschiedliche Szenarien im Vergleich zum Status Quo ohne Maßnahmen

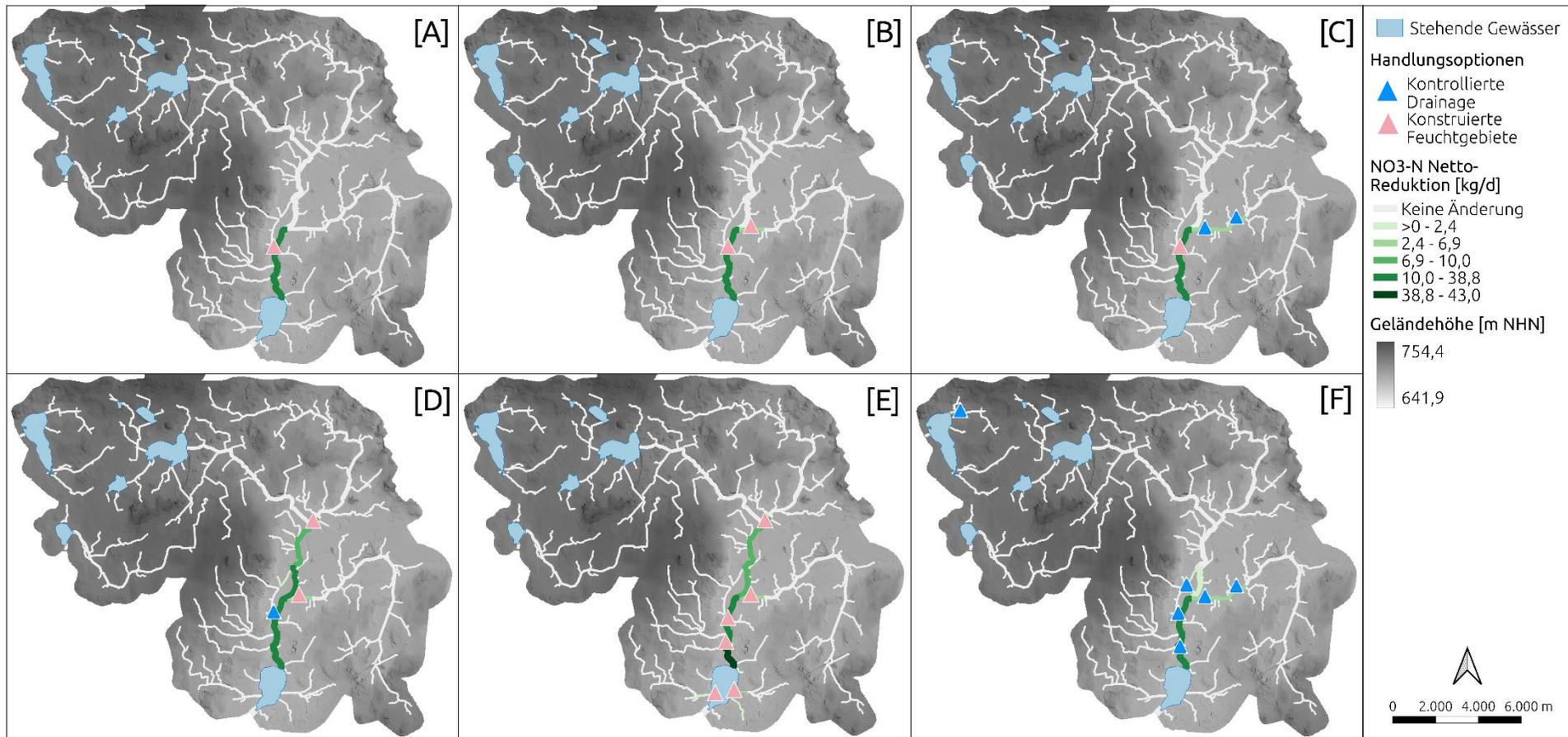


Abbildung 60: Nährstoffreduktion durch unterschiedliche Szenarien im Vergleich zum bestehenden Zustand ohne Maßnahmen

5. Aufbau einer Datenbank für das Aktionsprogramm zu Sanierung oberschwäbischer Seen und Weiher

Seit rund 30 Jahren arbeitet das Aktionsprogramm an der ökologischen Aufwertung der Stillgewässer in der Region Allgäu-Oberschwaben. Zu Beginn des Programms lag der Fokus auf der Identifizierung und der Beseitigung punktueller Eintragsquellen von Nährstoffen in die Gewässer. Durch nahezu vollständigen Anschluss der Höfe und Siedlungsbereiche an das Abwassernetz wurden diese Emissionsquellen inzwischen beseitigt. Der Schwerpunkt des Programms liegt nun auf sogenannten diffusen Einträgen mehrheitlich aus landwirtschaftlichen Flächen in die Gewässer. Zusätzlich zu den veränderten Zielsetzungen haben sich die Rahmenbedingungen der Landwirtschaft in den vergangenen Jahrzehnten verändert. Die in der Region dominierende Grünlandwirtschaft wurde kontinuierlich intensiviert. Der Umsatz an Biomasse und Nährstoffen hat sich deutlich erhöht. Gleichzeitig erschweren zunehmende Klimaveränderungen die Problematiken der Bewirtschaftung und erhöhen die Komplexität, mit denen Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung der Gewässer in der Agrarlandschaft konfrontiert sind.

Die aktuelle Situation verlangt die verstärkte Ausrichtung des Aktionsprogramms im Sinne eines evidenzbasierten und adaptiven Managements. Hiermit sind Modifikationen der durchzuführenden Maßnahmen sowie der Vorgehensweisen bei der Erfolgskontrolle und beim Monitoring verbunden. Eine Voraussetzung für die notwendigen Weiterentwicklungen des Aktionsprogramms ist ein möglichst effizientes Daten*processing* und Datenmanagement. Im Rahmen des Vorhabens werden hierfür erstmals umfassende Datenbanklösungen für das Aktionsprogramm konzipiert.

Die Konzeption und Bereitstellung von Datenbanklösungen ist ein zentraler Aspekt bei der Weiterentwicklung des Seenprogramms. Bisher erfolgte eine Zusammenführung der Daten und Informationen lediglich als Textdokument. Die Aktualisierungen der Informationszusammenführung erfolgte dadurch nur in größeren Zeitabständen und unterliegt bislang erheblichen zeitlichen Verzögerungen.

Die Datenbanklösung wird unter Microsoft Access als rationale Datenbank erstellt (Abbildung 61). Die Definition der Tabellen sowie deren Beziehungen ist grundlegend für die Abfragemöglichkeiten und damit für die Funktionalität der Datenbank. Bei der Entwicklung einer Datenbank für das Aktionsprogramm müssen spezifische Anforderungen, die sich aus den Aufgabenstellungen und Arbeitsweisen des Programms ergeben, umfassend berücksichtigt werden:

Ganz wesentlich für die Konzeption der Datenbank ist, dass die Arbeit des Seenprogramms inhaltliche und organisatorische Schnittstellen mit unterschiedlichen Handlungsfeldern wie der Landwirtschaft, Naturschutz, Limnologie, Gewässerwirtschaft, Abwasserwirtschaft, Gewässerökologie etc. aufweist. Weiter ist wichtig, dass aus den vergangenen Jahrzehnten vorhandene Daten möglichst effizient eingepflegt und für zukünftige Auswertungen genutzt werden können. Insgesamt muss die Datenbank effizient und flexibel Abfragen ermöglichen, um Rückkopplungen und Nachjustierungen von Maßnahmen im Sinne eines adaptiven Managements zu gewährleisten.

Die übergeordnete Struktur der Datenbank besteht aus drei Hauptbereichen:

Gewässer – Hier finden sich die allgemeinen Basisdaten zur Hydrologie der im Aktionsprogramm betreuten Gewässer (z. B: Wasserfläche, Tiefe), zur Entstehungsgeschichte, Eigentums- und Zuständigkeitsverhältnisse sowie Daten zu den Absetzbecken oder anderen Maßnahmen.

Probenahmen – In diesem Bereich werden die Ergebnisse der limnologischen und wasserchemischen Untersuchungen für die verschiedenen Gewässer gespeichert. Dies schließt sowohl die

Beprobungsorte und Methoden der Untersuchungen mit ein. Weiter werden Resultate von fakultativ durchgeführten Untersuchungen z.B. zu verschiedenen Organismengruppen (Vögel, Fische, Makrophyten, Phytoplankton etc.) zusammengeführt.

Maßnahmen – Hier werden alle Daten gesammelt, die mit Maßnahmen an den Stillgewässern zu tun haben wie z.B. Beschreibungen der Maßnahmen, deren Verortung und Kategorisierung, aber auch zu Planung und Umsetzung (Kosten, Flächenumfang etc.).

Für die Standardisierung der Protokollierung der Probenahmen sowie deren Ergebnisse wurde mit Excel je ein Template für wasserchemische und ökologische Aufnahmen erstellt. Dadurch wird eine standardisierte Erfassung gewährleistet und der Datenimport in die Datenbank erleichtert.

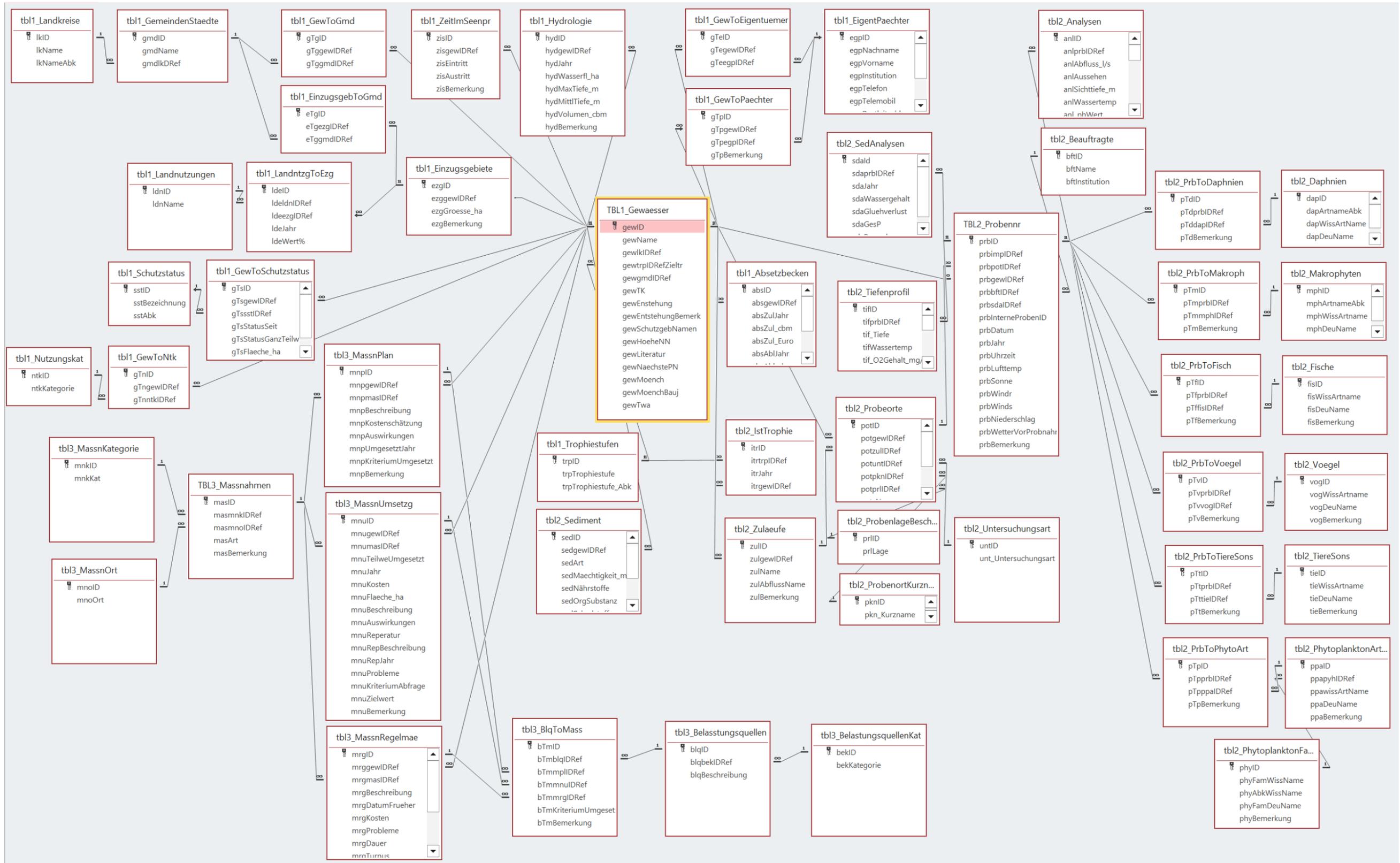


Abbildung 61: Überblick über die Datenbankstruktur

6. Zusammenfassung

Die Beeinträchtigung von Gewässern in den Agrarlandschaften und den sich daraus ergebenden Folgen für die Ernährungssicherheit und die Stabilität unserer Ökosysteme ist ein zentrales Problem für unsere Gesellschaft. Die Problematik ist vielschichtig und wird dementsprechend mittels unterschiedlicher Ansätze in zahlreichen Forschungsvorhaben untersucht. Eine Intension unseres Vorhabens ist, die zu erwartenden Erkenntnisgewinne möglichst ohne große Reibungsverluste in Anwendung zu bringen. Wir setzen das Vorhaben deshalb nicht als isoliertes Forschungsprojekt um, sondern testen den Ansatz, ein bereits bestehendes Programm weiterzuentwickeln und gegen die sich in der Klimakrise verschärfenden Anforderungen zu wappnen.

Seit rund 30 Jahren arbeitet das Aktionsprogramm an der ökologischen Aufwertung von Stillgewässern in der Region Allgäu-Oberschwaben. Zu Beginn des Programms lag der Fokus auf der Identifizierung und der Beseitigung punktueller Eintragsquellen von Nährstoffen in die Gewässer. Durch den Anschluss der Höfe und Siedlungsbereiche an das Abwassernetz wurden diese Emissionsquellen inzwischen nahezu vollständig beseitigt. Der Schwerpunkt des Programms liegt nun auf sogenannten diffusen Einträgen mehrheitlich aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer.

Extensivierungen gelten als zentrale Maßnahme, um Nährstoffeinträge aus der Agrarlandschaft in Gewässer zu reduzieren. Trotz intensiver Bemühungen konnten im Verlauf der vergangenen Jahre keinerlei Ausweitungen extensivierter Flächen in der Region erreicht werden. Eine Umkehr der zunehmenden Flächenverknappung ist in absehbarer Zukunft nicht zu erwarten. Eine Verbesserung des Stoffstrommanagements in der Agrarlandschaft scheint derzeit nur durch eine signifikante Erhöhung der Flächenwirksamkeit der Maßnahmen erreichbar zu sein.

Eine verbesserte Wirksamkeit der Maßnahmen kann durch eine zielgerichtete Verortung an stoffstromneutralen Bereichen und durch eine sich gegenseitig verstärkende Kombination von Maßnahmen erfolgen. Voraussetzung hierfür sind differenzierte landschaftsökologische und hydrologische Analysen auf der Ebene von Wassereinzugsgebieten. Für derartige Anforderungen stehen aus der aktuellen Forschung und Entwicklung eine Reihe von Ansätzen und verschiedene Werkzeuge zur Verfügung.

Ein wesentliches Ziel des Vorhabens ist die Bereitstellung eines Werkzeugkastens für ein Stoffstrommanagement zur ökologischen Aufwertung von Gewässern in der Agrarlandschaft. Die Werkzeuge sollen deutschlandweit seitens der verantwortlichen Akteure eingesetzt werden können. Das heißt, dass die analytischen Schritte auf der Basis verfügbarer Daten und mit Hilfe von open source Werkzeugen umgesetzt werden können.

Zur Erfüllung der genannten Projektanforderungen wurden verschiedene Werkzeuge und die zugrunde liegenden Ansätze wie TauDEM (Terrain Analysis Using Digital Elevation Models; Tarboton & Ames, 2001); NetLogo, Agent-based-Modelling (Wilensky, 1999, 2006; Wilensky & Rand, 2015) und SWAT bzw. SWAT+ (Soil Water Assessment Tool; Somaye et al., 2019) getestet. Die Tests zeigten, dass SWAT+ den gestellten Anforderungen am ehesten entspricht.

Die Modellierplattform SWAT+ erlaubt die Berücksichtigung aller relevanten Einflussfaktoren wie beispielsweise Topografie, Landnutzung, Niederschläge, Boden etc., aber auch die Parametrisierung bewirtschaftungsrelevanter Kenngrößen wie Erntemenge und -zeitpunkt, Düngung, Drainagen etc. Aufgrund der komplexen Wechselwirkungen, die zwischen Landnutzung, Bewirtschaftung und Ökologie in Agrarlandschaften und ihren Gewässern zu berücksichtigen sind, ist die Parametrisierung der SWAT+-Modelle aufwändig. Vor allem die Anpassung der verfügbaren Daten zur Gewährleistung der Kompatibilität mit den Funktionen von SWAT+ erfordern Kompetenzen aus verschiedenen

Fachbereichen wie z.B. Hydrologie, Ökologie, Agrarbiologie und Landwirtschaft sowie entsprechende zeitliche Ressourcen.

Nach der Aufarbeitung der Daten für die Verwendung in SWAT+ bietet die Plattform sehr gute Möglichkeiten für zielgerichtete Untersuchungen auf der Ebene von Wassereinzugsgebieten. Die Analysen liefern ein differenziertes Bild hinsichtlich der Bereiche, die für das Stoffstromgeschehen besonders relevant sind, und sie bieten somit die Möglichkeit zur gezielten Verortung von Maßnahmen im Rahmen eines evidenzbasierten Stoffstrommanagements. Hieraus wiederum lassen sich fundierte Handlungsoptionen ableiten, die zu Szenarien gebündelt werden können.

Die Parametrisierung und der Einsatz von SWAT+ als Analysewerkzeug wurden im Rahmen unseres Projekts für ein konkretes Einzugsgebiet mit einer Fläche von rund 30 km² angewendet. Die dominierende Bewirtschaftungsform innerhalb des Einzugsgebiets ist intensive Grünlandwirtschaft mit bis zu sechsmaliger Mahd pro Saison und entsprechendem Düngeeinsatz. Unter konservativen Annahmen prognostiziert das Modell für die identifizierten Maßnahmenzenarien ein Nährstoffreduktionspotential von mehr als 40% der Stoffeinträge in die Gewässer. Der Nährstoffentzug erfolgt maßgeblich durch *constructed wetlands* und *controlled drainage* und ohne Einschränkung der derzeit üblichen Düngung. Der Flächenbedarf für die Maßnahmen beträgt wenige Hektar.

Aus den Schnittstellen von SWAT+ und geografischen Informationssystemen wie QGIS ergeben sich neben den analytischen Funktionen der Modellierplattform weitere Vorteile für den Einsatz in der Praxis. Die im Zuge der Analysen identifizierten Handlungsoptionen und Szenarien lassen sich hinsichtlich ihrer Auswirkungen sowie ihrer Anforderungen z.B. an Fläche oder an andere Ressourcen robust und räumlich explizit prognostizieren und nachvollziehbar darstellen. Dadurch unterstützen die Werkzeuge ganz maßgeblich eine transparente und für sämtliche Akteure verständliche Kommunikation möglicher Maßnahmenzenarien und deren Folgen für die Landnutzung. Dadurch wird die Entscheidungssicherheit erhöht und die Akzeptanz maßgeblich gefördert.

7. Literaturverzeichnis

- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden. (2005). *Bodenkundliche Kartieranleitung* Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Arnold, J. G., Youssef, M. A., Yen, H., White, M. J., Sheshukov, A. Y., Sadeghi, A. M., Moriasi, D. N., Steiner, J. L., Amatya, D. M., Skaggs, R. W., Haney, E. B., Jeong, J., Arabi, M., & Gowda, P. H. (2015). Hydrological Processes and Model Representation: Impact of Soft Data on Calibration. *Transactions of the ASABE*, 58(6), 1637-1660. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10726>
- Bieger, K., Arnold, J. G., Rathjens, H., White, M. J., Bosch, D. D., Allen, P. M., Volk, M., & Srinivasan, R. (2016). Introduction to SWAT+, A Completely Restructured Version of the Soil and Water Assessment Tool. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 53(1), 115-130. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12482>
- Brondízio, E., Settele, J., Diaz, S., Ngo, H. T., & Experts, G. (2021). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.383188>
- Brooks, E. G., Holland, R. A., Darwall, W. R., Eigenbrod, F., & Tittensor, D. (2016). Global evidence of positive impacts of freshwater biodiversity on fishery yields. *Glob Ecol Biogeogr*, 25(5), 553-562. <https://doi.org/10.1111/geb.12435>
- Bundesamt für Naturschutz (2020). *Die Lage der Natur in Deutschland: Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/bericht_lage_natur_2020_bf.pdf
- Cole, L. J., Stockan, J., & Helliwell, R. (2020). Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 296. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>
- Costa-Cabral, M. C., & Burges, S. J. (1994). Digital Elevation Model Networks (DEMON): A model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas. *Water Resources Research*, 30(6), 1681-1692. <https://doi.org/10.1029/93WR03512>
- de Wit, J. A., Ritsema, C. J., van Dam, J. C., van den Eertwegh, G. A. P. H., & Bartholomeus, R. P. (2022). Development of subsurface drainage systems: Discharge – retention – recharge. *Agricultural Water Management*, 269. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107677>
- Dicks, L. V., Hodge, I., Randall, N. P., Scharlemann, J. P. W., Siriwardena, G. M., Smith, H. G., Smith, R. K., & Sutherland, W. J. (2013). A Transparent Process for “Evidence-Informed” Policy Making. *Conservation Letters*, 7(2), 119-125. <https://doi.org/10.1111/conl.12046>
- Eder, M., Perosa, F., Hohensinner, S., Tritthart, M., Scheuer, S., Gelhaus, M., Cyffka, B., Kiss, T., Van Leeuwen, B., Tobak, Z., Sipos, G., Csikós, N., Smetanová, A., Bokal, S., Samu, A., Gruber, T., Gälie, A.-C., Moldoveanu, M., Mazilu, P., & Habersack, H. (2022). How Can We Identify Active, Former, and Potential Floodplains? Methods and Lessons Learned from the Danube River. *Water*, 14(15). <https://doi.org/10.3390/w14152295>
- Europäischer Rechnungshof. (2020). *Sonderbericht Biodiversität landwirtschaftlicher Nutzflächen: Der Beitrag der GAP hat den Rückgang nicht gestoppt*. Retrieved from https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR20_13/SR_Biodiversity_on_farmland_DE.pdf
- Everard, M., & Powell, A. (2002). Rivers as living systems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12(4), 329-337. <https://doi.org/10.1002/aqc.533>
- Fairfield, J., & Leymarie, P. (1991). Drainage networks from grid digital elevation models. *Water Resources Research*, 27(5), 709-717. <https://doi.org/10.1029/90WR02658>

- Falkenmark, M. (2003). Freshwater as shared between society and ecosystems: from divided approaches to integrated challenges. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 358(1440), 2037-2049. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1386>
- FAO/UNESCO. (1989). *Soil map of the world*. Wageningen, ISRIC.
- Folke, C. (2003). Freshwater for resilience: a shift in thinking. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 358(1440), 2027-2036. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1385>
- Graeber, D., McCarthy, M. J., Shatwell, T., Borchardt, D., Jeppesen, E., Sondergaard, M., Lauridsen, T. L., & Davidson, T. A. (2024). Consistent stoichiometric long-term relationships between nutrients and chlorophyll-a across shallow lakes. *Nat Commun*, 15(1), 809. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-45115-3>
- Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamäki, J. V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R. T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M. R., . . . Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>
- Guntenspergen, G. R. (2014). *Application of thresholds concepts in natural resource decision making* (G. R. Guntenspergen, Ed.). Springer.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Goulson, D., & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12(10), e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hass, A. L., Brachmann, L., Batáry, P., Clough, Y., Behling, H., Tschardtke, T., & Diekötter, T. (2018). Maize-dominated landscapes reduce bumblebee colony growth through pollen diversity loss. *Journal of Applied Ecology*, 56(2), 294-304. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13296>
- Horton, R. E. (1932). Drainage basin characteristics. *Trans. Am. Geophys. Union* 13, 350-361.
- Horton, R. E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology *Geol. Soc. Am. Bull.*, 56, 275-370.
- Johannesson, K. M., Andersson, J. L., & Tonderski, K. S. (2011). Efficiency of a constructed wetland for retention of sediment-associated phosphorus. *Hydrobiologia*, 674(1), 179-190. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0728-y>
- Johannesson, K. M., Tonderski, K. S., Ehde, P. M., & Weisner, S. E. B. (2017). Temporal phosphorus dynamics affecting retention estimates in agricultural constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 103, 436-445. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.050>
- Kadlec, R., & Wallace, S. (2008). *Treatment Wetlands* (2nd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>
- Kaphegyi, T. A. M., Christoffers, Y., Schwab, S., Zahner, V., & Konold, W. (2015). Media portrayal of beaver (*Castor fiber*) related conflicts as an indicator of changes in EU-policies relevant to freshwater conservation. *Land Use Policy*, 47(September 2015), 468-472. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.014>
- Kervroëdan, L., Armand, R., Rey, F., & Faucon, M. P. (2020). Trait-based sediment retention and runoff control by herbaceous vegetation in agricultural catchments: A review. *Land Degradation & Development*, 32(3), 1077-1089. <https://doi.org/10.1002/ldr.3812>
- Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J., & Puustinen, M. (2003). Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands—experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering*, 20(1), 89-103. [https://doi.org/10.1016/s0925-8574\(03\)00006-5](https://doi.org/10.1016/s0925-8574(03)00006-5)
- Koskiaho, J., Puustinen, M., & Kotamäki, N. (2009, JUN 02-05, 2009). Retention Performance of a Constructed Wetland as Measured Automatically with Sensors. International Symposium on Environmental Science and Technology, Shanghai, PEOPLES R CHINA.
- Lawton, J. H. (1996). Corncrake Pie and Prediction in Ecology. *Oikos*, 76(1). <https://doi.org/10.2307/3545742>
- Majumdar, S., Shukla, S., & Maiti, A. (2018). Open agent based runoff and erosion simulation (OARES): A generic cross platform tool for spatio-temporal watershed monitoring using climate forecast

- system reanalysis weather data. *ISPRS Ann. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.*, IV-4, 125-132. <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-IV-4-125-2018>
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), 143-145. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- Menon, R., & Holland, M. M. (2013). Phosphorus Retention in Constructed Wetlands Vegetated with *Juncus effusus*, *Carex lurida*, and *Dichanthelium acuminatum* var. *acuminatum*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1602-5>
- Neitsch, J. L., Arnold, J. G., R., K. J., & Williams, J. R. (2011). *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009*.
- Normile, D. (2019, Jan. 31, 2019). Water mismanagement triggered ecological disaster in Australian rivers, panel concludes. *Science*. <https://doi.org/doi:10.1126/science.aaw8683>
- O'Callaghan, J. F., & Mark, D. M. (1984). The Extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, 28, 328-344.
- O'Driscoll, C., O'Connor, M., Asam, Z.-u.-Z., de Eyto, E., Rodgers, M., & Xiao, L. (2014). Creation and functioning of a buffer zone in a blanket peat forested catchment. *Ecological Engineering*, 62, 83-92. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.029>
- Poole, C. A., Skaggs, R. W., Cheschier, G. M., Youssef, M. A., & Crozier, C. R. (2013). Effects of drainage water management on crop yields in North Carolina. *Journal of Soil and Water Conservation*, 68(6), 429-437. <https://doi.org/10.2489/jswc.68.6.429>
- Railsback, S. F., & Grimm, V. (2019). *Agent-based and individual-based modeling: a practical introduction*. Princeton university press.
- Reaney, S. M., Mackay, E. B., Haygarth, P. M., Fisher, M., Molineux, A., Potts, M., & Benskin, C. M. H. (2019). Identifying critical source areas using multiple methods for effective diffuse pollution mitigation. *J Environ Manage*, 250, 109366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109366>
- Rosa-Schleich, J., Loos, J., Mußhoff, O., & Tschardtke, T. (2019). Ecological-economic trade-offs of Diversified Farming Systems – A review. *Ecological Economics*, 160, 251-263. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.002>
- Rozemeijer, J. C., Visser, A., Borren, W., Winegram, M., van der Velde, Y., Klein, J., & Broers, H. P. (2016). High-frequency monitoring of water fluxes and nutrient loads to assess the effects of controlled drainage on water storage and nutrient transport. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(1), 347-358. <https://doi.org/10.5194/hess-20-347-2016>
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H., & Schwertmann, U. (1992). In *Lehrbuch der Bodenkunde* (Vol. 13. Auflage). Ferdinand Enke Verlag.
- Schwoerbel, J., & Brendelberger, H. (2022). *Einführung in die Limnologie* (11 ed.). Springer Spektrum Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-63334-2>
- Shrestha, N. K., Rudra, R. P., Daggupati, P., Goel, P. K., & Shukla, R. (2021). A comparative evaluation of the continuous and event-based modelling approaches for identifying critical source areas for sediment and phosphorus losses. *Journal of Environmental Management*, 277, 111427. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111427>
- Skaggs, R. W. (1980). *Drainmod. Reference Report-*. <https://www.bae.ncsu.edu/agricultural-water-management/wp-content/uploads/sites/8/2020/04/DRAINMOD-Reference-Manual-Complete.pdf>
- Somaye, I., Delavar, M., & Niksokhan, M. H. (2019). Identification of Nutrients Critical Source Areas with SWAT Model under Limited Data Condition. *Water Resources*, 46(1), 128-137. <https://doi.org/10.1134/S0097807819010147>
- Stewart-Koster, B., Bunn, S. E., Mackay, S. J., Poff, N. L., Naiman, R. J., & Lake, P. S. (2009). The use of Bayesian networks to guide investments in flow and catchment restoration for impaired river ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(1), 243-260. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02219.x>
- Tarboton, D. G. (1997). A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research*, 33(2), 309-319. <https://doi.org/doi:10.1029/96WR03137>

- Tarboton, D. G., & Ames, D. P. (2001, May 20-24). *Advances in in the mapping of of flow networks from digital elevation data* World Water and Environmental Resources Congress, Orlando, Florida. <http://www.engineering.usu.edu/dtarb/asce2001.pdf>
- Tournebize, J., Chaumont, C., & Mander, Ü. (2017). Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*, 103, Part B, 415-425. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014>
- Umweltbundesamt. (2022). *Die Wasserrahmenrichtlinie - Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen*. Umweltbundesamt.
- Vallé, C., Le Viol, I., Kerbirou, C., Bas, Y., Jiguet, F., & Princé, K. (2023). Farmland biodiversity benefits from small woody features. *Biological Conservation*, 286. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110262>
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci Total Environ*, 380(1-3), 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Wang, Z., Shao, G., Lu, J., Zhang, K., Gao, Y., & Ding, J. (2020). Effects of controlled drainage on crop yield, drainage water quantity and quality: A meta-analysis. *Agricultural Water Management*, 239. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106253>
- Wilensky, U. (1999). *NetLogo*. In Center for connected learning and computer-based modeling. Northwestern University <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>
- Wilensky, U. (2006). *NetLogo Grand Canyon model*. In Center for connected learning and computer-based modeling, Northwestern University Evanston, IL. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/models/GrandCanyon>
- Wilensky, U., & Rand, W. (2015). *An Introduction to Agent-Based Modeling: Modeling Natural, Social, and Engineered Complex Systems with NetLogo*. MIT Press. <https://books.google.de/books?id=LQrhBwAAQBAJ>
- Wilson, J. P., & Gallant, J. C. (2000). *Terrain Analysis: Principles and applications*. John Wiley and Sons.
- Yaduvanshi, A., Sharma, R. K., Kar, S. C., & Sinha, A. K. (2018). Rainfall–runoff simulations of extreme monsoon rainfall events in a tropical river basin of India. *Natural Hazards*, 90(2), 843-861. <https://doi.org/10.1007/s11069-017-3075-0>
- Zhang, C., Wen, L., Wang, Y., Liu, C., Zhou, Y., & Lei, G. (2020). Can Constructed Wetlands be Wildlife Refuges? A Review of Their Potential Biodiversity Conservation Value. *Sustainability*, 12(4). <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su12041442>
- Zhang, Y., Collins, A. L., Murdoch, N., Lee, D., & Naden, P. S. (2014). Cross sector contributions to river pollution in England and Wales: Updating waterbody scale information to support policy delivery for the Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*, 42, 16-32. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2014.04.010>