

# **Evidenzbasiertes Entscheidungshilfesystem zur Verbesserung der gesamtökologischen Situation von Gewässern in der umgebenden Agrarlandschaft**

---

Projektbericht DBU 34512/01

Stand: 31.08.2020

Verfasser:

Thomas A.M. Kaphegyi

Landespflege Freiburg – Institut für Naturschutzökologie und Landschaftsmanagement

Konold, Kaphegyi, Wattendorf & Suchomel GbR

Stegener Straße 19, 79199 Kirchzarten

## Inhalt

1. Einleitung.....	2
2. Managementframework .....	3
3. Methoden zur Umsetzung des Biodiversitäts-Loops.....	5
4. Technische Umsetzung und Software .....	6
5. Modellierexperiment: Grabensysteme in der Agrarlandschaft .....	7
6. Diskussion.....	17
7. Schlussfolgerungen und Ausblick .....	19
8. Zusammenfassung.....	21
9. Literatur .....	22

## 1. Einleitung

Der aktuelle Nitratbericht der Bundesregierung zeigt: Die Nitratwerte im Grundwasser sinken nur langsam ab und die Nährstoffbelastung in Gewässern ist noch immer unverändert (<https://www.bmu.de/presseverteiler>; 09.07.2020; BMEL & BMU 2020). Die Rolle der Landwirtschaft bei den Einträgen sowohl in das Grundwasser als auch in die Gewässer wird teilweise kontrovers diskutiert. Vor allem die Nitratbelastung des Grundwassers betreffend werden methodische Aspekte, die sich aus der Verteilung des Messnetzes ergeben, teilweise unterschiedlich interpretiert (Bach et al. 2020). Unstrittig ist jedoch, dass diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft maßgeblich zur Eutrophierung von Gewässern im Binnenland und demzufolge der Meere beitragen (BMEL & BMU 2020).

Ebenfalls unstrittig festzustellen ist ein massiver, weiterhin ungebremster Biodiversitätsverlust in der Agrarlandschaft (Europäischer Rechnungshof 2020). Beiden Phänomenen, Eutrophierung der Gewässer und schwindender Biodiversität wird mit Extensivierungsmaßnahmen begegnet. Unter Extensivierung kann ein breites Spektrum verschiedener Maßnahmen subsumiert werden.

Die Extensivierung landwirtschaftlich genutzter Flächen kann grundsätzlich zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in Gewässer führen und die Biodiversität erhöhen. Dementsprechend werden Extensivierungen in der Landwirtschaft seit Jahrzehnten mittels unterschiedlicher Programme und Instrumente gefördert. Die Fördermittel werden über Programme des Naturschutzes und der Landwirtschaft ausgegeben. Wirksame Förderinstrumente auf EU-Ebene wären vor allem im Rahmen der gemeinsamen europäischen Agrarpolitik (GAP) zu erwarten, da die zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel der GAP die Förderkapazitäten des Naturschutzes um ein Vielfaches übertreffen.

Dass Veränderungen von GAP-Verordnungen negative Auswirkungen auf die Lebensräume nach sich ziehen können, wurde in der Vergangenheit verschiedentlich deutlich (z.B. Kaphegyi et al. 2015). Mit einem aktuellen Sonderbericht zeigt der Europäische Rechnungshof (2020) klar auf, dass die im Rahmen der GAP implementierten Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität weitestgehend unwirksam sind. Und auch die jüngste Reform der GAP weist nicht darauf hin, dass die grundsätzlich erheblichen Potenziale der GAP für den Gewässerschutz oder für eine Förderung der Biodiversität in der Agrarlandschaft zukünftig wirksamer als bislang genutzt werden sollen (Cole et al. 2020).

Nähere Betrachtungen der Situation verdeutlichen, dass trotz des Einsatzes erheblicher Fördermittel und der Implementierung verschiedener Programme die derzeitigen Vorgehensweisen nicht die erwartete Wirkung in der Fläche erzeugen. Beispielsweise deuten unsere eigenen Untersuchungen innerhalb von Wassereinzugsgebieten im Baden-Württembergischen Allgäu darauf hin, dass sich der Anteil an Extensivierungen in der Agrarlandschaft allein mit den derzeitigen programmatischen Ansätzen (LPR, FAKT) nicht maßgeblich erhöhen lässt (Kaphegyi et al. 2020).

Die Gründe für eine bislang ausbleibende wirksame Biodiversitätsförderung sind u.a. in agrarökonomischen Fragen zu suchen. Eine wichtige Rolle spielt hierbei vor allem die Verknappung von Produktionsflächen in der Landwirtschaft.

Vor dem Hintergrund einer zunehmenden Flächenverknappung dürften Forderungen nach weitergehenden Extensivierungen zunehmend ins Leere laufen, wenn nicht gleichzeitig auch die Wirksamkeit der jeweiligen Extensivierungsmaßnahmen erhöht werden kann. Wichtige Potenziale zur Erhöhung der Maßnahmeneffektivität liegen in einer gezielten Verortung der Maßnahmen und in einer systematisch konzipierten Zusammenführung von Einzelmaßnahmen zu funktionalen Maßnahmenbündeln (z.B. Raymond et al. 2020).

Die Verortung von Maßnahmen zum Management von Nährstoffströmen in der Agrarlandschaft hängt von Möglichkeiten ab, neuralgische Bereiche für Stoffausträge sowie Haupteintrittspforten in Gewässer zu identifizieren (Newson 2010a, Vidon et al. 2010, Reaney et al. 2019). Für die Identifizierung austragsneuralgischer Bereiche wurden eine Reihe analytischer Ansätze und Methodenkombinationen entwickelt. In der Regel werden Informationen zum Stoffaustragspotenzial, das sich z.B. aus Bodenart, Nährstoffeinträgen, Wasserspeicherkapazität der Böden, Erosionsgefährdung, Art der Bewirtschaftung, Relief und Niederschlag etc. ergibt, mit Fließakkumulationsmodellen kombiniert (Lane et al. 2009, Reaney et al. 2011, Milledge et al. 2012, Perks et al. 2017, Kaphegyi & Kaphegyi 2018). Eine Priorisierung von Maßnahmen bzw. kritischer Bereiche für Stoffausträge kann über das Austragspotenzial erfolgen (e.g. Newson 2010b, Reaney et al. 2011, Patterson et al. 2013, Perks et al. 2017).

Maßnahmen zur Verringerung von Nährstoffausträgen und deren Eintrag in Gewässer erfolgen zu großen Teilen im Bereich des Landschafts- und Vegetationsmanagement (Tang et al. 2013, Sybertz et al. 2017, Haddaway et al. 2018, Stanford et al. 2019, Hanna et al. 2020, Valdés et al. 2020). Deshalb wirken sich entsprechende Maßnahmen in der Regel auf die Biodiversität des Bezugsgebiets bzw. der Region aus. An dieser Stelle werden die möglichen Schnittstellen von Gewässerschutz und Biodiversitätsförderung offensichtlich. Maßnahmen im Zuge des Stoffstrommanagements können gleichzeitig die Biodiversität der Lebensräume erhöhen und umgekehrt. Diese Wechselwirkungen lassen sich allerdings nicht ohne eine Zusammenführung auf der Basis zielgerichtet entwickelter Konzeptionen erreichen (Finch et al. 2020). Ohne entsprechend differenzierte Konzepte besteht vielmehr sogar die Gefahr der Entstehung von Zielkonflikten zwischen Gewässerschutz und Biodiversitätsförderung. Unsere Projekte zielen darauf ab, entsprechende Konzepte in Form eines *Managementframeworks* zu konzipieren und in Umsetzung zu bringen.

## 2. Managementframework

Da die Umsetzung von Maßnahmen in der Agrarlandschaft von der Akzeptanz bzw. der aktiven Beteiligung der Landnutzer abhängt, ist es gleichzeitig wichtig, sozio-ökonomische Aspekte in den systematischen Ansatz zu integrieren (Abbildung 1).

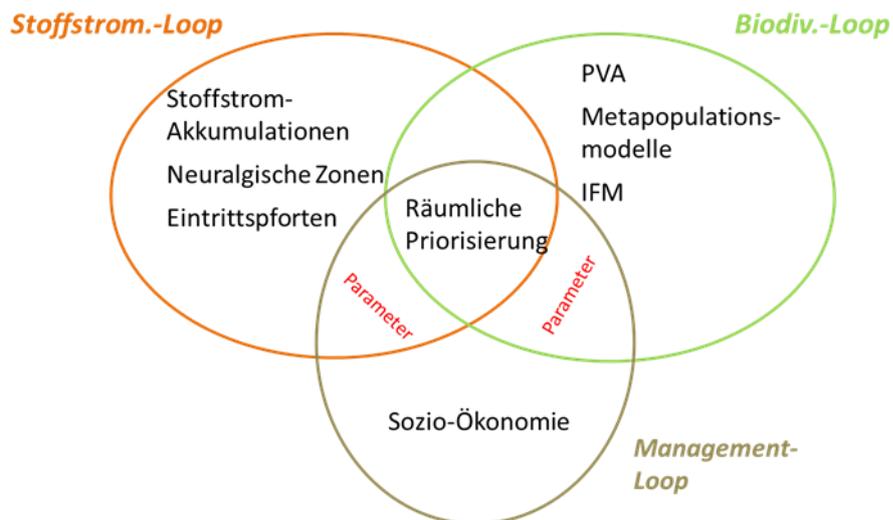


Abbildung 1: Konzeptioneller Ansatz zur Erhöhung der Maßnahmeneffizienz bei der Förderung von Biodiversität und Gewässerschutz in der Agrarlandschaft. PVA=Population Viability Analysis; IFM=Incidence Function Model.

Das Vorgehen innerhalb des Frameworks basiert darauf, zunächst landschaftsökologische und hydrologische Analysemethoden als Werkzeuge einer optimierten Maßnahmenkonzeption zu nutzen. Bezugsraum für die Konzeptionen sind Wassereinzugsgebiete. Hierbei soll in zwei Schritten bzw. in zwei Handlungsschleifen (*Loops*) vorgegangen werden: 1. Identifizierung von Bereichen, die innerhalb eines bestimmten Einzugsgebiets den relativ größten Beitrag zur Reduktion von Stoffaus- und -einträgen aus der Agrarlandschaft in Gewässer leisten können (Reaney et al. 2019) sowie die Identifizierung der Haupteintrittspforten von Stoffströmen aus den neuralgischen Bereichen in Gewässer (Stoffstrom-Loop, Abbildung 1). 2. Auswahl von Maßnahmen und deren räumlich explizite Konstellation zu möglichst wirksamen Maßnahmenbündeln innerhalb des betreffenden Gewässereinzugsgebiets (Biodiversitäts-Loop, Abbildung 1). In einer weiteren, dritten Handlungsschleife erfolgt dann die Einbeziehung der Landnutzer: Wichtig ist hierbei eine konkrete Erstellung von Szenarien, um Auswirkungen und Folgen unterschiedlicher Handlungsoptionen zu verdeutlichen (Management-Loop, Abbildung 1).

Das gesamte Vorgehen bildet die Entscheidungsgrundlage für die räumliche Verortung der Maßnahmen innerhalb des zu betrachtenden Einzugsgebiets. Aus der evidenzbasierten räumlichen Priorisierung von Maßnahmen resultiert ein umsetzbarer expliziter Maßnahmenplan mit größtmöglicher Wirkung für Gewässerschutz und Biodiversitätsförderung.

Der Aufbau der drei komplementären Entwicklungsschleifen (*Loops*) basiert auf dem jeweils aktuellen Forschungsstand. Die in Zusammenhang mit dem Stoffstrom-Loop relevanten Instrumente und Methoden wurden in Projekt DBU 34512-01 erarbeitet. Der vorliegende Bericht stellt Methoden zur Umsetzung des Biodiversitäts-Loops vor. Die Konzeption des Management-Loops sowie die Zusammenführung der Komponenten zu einem Entscheidungshilfesystem oder *Management-framework* wird aktuell im Rahmen des Vorhabens DBU 35287-01 erarbeitet. Wichtig hierbei sind Kosten-Nutzen-Analysen, um eine Balance zwischen der Landnutzung mit naturschutzfachlichen Belangen und Gewässerschutz zu erreichen.

### 3. Methoden zur Umsetzung des Biodiversitäts-Loops

Inhalt der Biodiversitätsschleife innerhalb des Managementframeworks ist, diejenigen räumlichen Muster zur Verortung von Maßnahmen zu finden, die eine bestmögliche Wirkkombination zur Reduktion von Nährstoffverlagerungen bei gleichzeitiger Erhöhung der Biodiversität bewirken können.

Gesucht sind also Methoden zur Analyse räumlicher Verteilungen von Habitatpatches. Dabei sollen die Habitatpatches in ihrer Gesamtheit einen dauerhaft geeigneten Lebensraum für Populationen bestimmter Arten bieten.

Der Ansatz, den wir mit dem Biodiversitäts-Loop verfolgen, besteht darin, Metapopulationskonzepte als theoretische Grundlage zur Unterstützung der Entscheidungsfindungen im Landschafts- und Naturschutzmanagement heranzuziehen (Hanski 1994a, Hanski 1994b). Die Operationalisierbarkeit theoretischer Konzepte im Rahmen Managementframeworks bedingt quantitative Kenngrößen.

Die Quantifizierung konzeptioneller Abläufe kann beispielsweise durch ökologische Modellierungen erfolgen. Als Grundlage hierfür dient im vorliegenden Fall ein weiteres Denkkonzept, die *Population Viability Analysis* (PVA). Die PVA zielt darauf ab, die Bedingungen zu analysieren, die für das langfristige Überleben einer Population an einem bestimmten Ort ausschlaggebend sind "What are the minimum conditions for the long term persistence and adaption of a species or population in a given place?" (Soulé 1987). Das Ziel einer PVA besteht darin, das Aussterberisiko einer Population quantitativ zu erfassen (Burgman et al. 1993). Im Vergleich zu Entscheidungsfindungen, die auf normativen Einteilungen basieren, lässt sich die Sicherheit von Entscheidungsprozessen erheblich erhöhen, wenn die Risiken quantitativ erfasst werden (können).

Wichtige Grundlage für die Umsetzbarkeit von PVA und damit der Anwendung von Metapopulationskonzepten im Rahmen der naturschutzfachlichen Praxis bzw. landschaftsökologischen Planungen liefern sogenannte *Incidence Function Models* (IFM) (Hanski 1994a, Hanski et al. 1996, Graham et al. 2018) oder auch *Stochastic Patch Occupancy Models* (SPOM) (Hanski 1994a). IFM arbeiten räumlich explizit, das heißt, Größe und Lage der Habitat-Patches gehen in die Kalkulationen ein. Darüber hinaus lassen sich IFM mittels sogenannter Momentaufnahmen von Artvorkommen (*snap shots*), also durch die einmalige Erfassung von presence-absence-Daten des Systems, parametrisieren (Hanski 1997, Hanski et al. 2000, Etienne 2004). Damit werden die Anforderungen an die Datengrundlage im Zusammenhang mit der Modellparametrisierung deutlich reduziert. In Anbetracht des meist erheblichen Zeit- und Ressourcenaufwands, der mit Datenerhebungen und Monitoring im Freiland verbunden ist (Raymond et al. 2020), eröffnet die Ableitung von Kenngrößen auf der Basis von *snap shots* weite Anwendungsbereiche für IFM oder SPOM in der Naturschutzpraxis (Hanski & Simberloff 1997).

PVA, IFM und SPOM werden in der Regel eingesetzt, um die Gefährdung von Populationen bzw. deren Aussterberisiko abzuschätzen (Wahlberg et al. 1996, Heard et al. 2013). Unser Vorgehen zielt demgegenüber darauf ab, anhand der Überlebenswahrscheinlichkeit von Metapopulationen die

Eignung von Habitatkonstellationen zu beurteilen, die im Zuge des Managements zukünftig entstehen (sollen). Anhand der Überlebenswahrscheinlichkeiten von Metapopulationen auf der Basis unterschiedlicher Muster von Habitatpatches lassen sich verschiedene Handlungsoptionen für das Habitatmanagement identifizieren, darstellen und quantitativ vergleichen.

#### 4. Technische Umsetzung und Software

Die o.g. Modellierungen mit den notwendigen Algorithmen lassen sich mittels verschiedener Programmier- und Programmiersprachen umsetzen. Sollen bestimmte Modelle zur Unterstützung von Entscheidungsfindungen im praktischen Naturschutz und Landnutzungsmanagement routinemäßig eingesetzt werden, sind anwenderfreundliche *Software*-Lösungen notwendig. Klar ist, dass der Einsatz von Modellen zur Unterstützung des Managements immer ein tiefgehendes Verständnis der Zusammenhänge erfordert und nicht ohne entsprechenden Arbeitsaufwand durchzuführen ist. Die bereits vor rund zwei Jahrzehnten plakativ formulierte Warnung, [.....der naive Manager könnte PVA zunächst als ein Werkzeug betrachten, das infolge eines nachmittäglichen Herumspielens mit einem Computer bereits fundierte Antworten liefert...] (Burgman & Possingham 2000, pp. 103-104), ist sicher verstanden und verinnerlicht (siehe hierzu Frank et al. 2003 pp. 177-178). Die nähere Betrachtung des Naturschutzmanagements legt vielmehr nahe, dass evidenzbasierte Entscheidungsfindungen und der Einsatz der damit verbundenen Methoden und Techniken häufig noch immer eine eher untergeordnete Rolle spielen. Ein Grund hierfür sind sicher die mit dem Einsatz von ökologischen Modellen verbundenen Anforderungen. Aus diesem Grund werden seit längerem verschiedene *Software*-Lösungen zur Durchführung quantitativer Analysen und Modellierungen angeboten (z.B. Brook et al. 1999, Grimm et al. 2004, Mestre et al. 2016, Chiavacci & Pindilli 2020).

Die besagten *Software*-Lösungen sind in der Regel darauf ausgerichtet, die Gefährdung einer bestimmten Population, also das Aussterberisiko zu beschreiben. Unsere Zielsetzung liegt demgegenüber darin, verschiedene potenzielle Habitatmuster zu bewerten. Dementsprechend ist wichtig, dass die Anwendungen Möglichkeiten bieten, vor allem räumliche sowie habitatbezogene Parameter einzubinden und diese im Rahmen von Modellierexperimenten modifizieren zu können. Da die Modellierungen zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen breit eingesetzt werden sollen, müssen die Anforderungen im informationstechnologischen Bereich möglichst niederschwellig gehalten werden.

Hinsichtlich einer flexiblen Anpassung an die jeweiligen Managementanforderungen und Möglichkeiten der Weiterentwicklung betreffend, stellen *open source* Lösungen, z.B. R-Skripte, die beste Option dar. Wir wählten MetaLandsim als geeignetes Basis-Skript aus (Mestre et al. 2016, Mestre et al. 2018).

Aus einer Reihe „fertiger“ *software*-Anwendungen zur Durchführung von PVA hat sich das Programm Meta-X (Frank et al. 2003, Grimm et al. 2004) als besonders geeignet für unser Vorhaben erwiesen. Laut Beschreibung wurde Meta-X als Schulungsprogramm zur Einführung in die PVA-Modellierung,

als Werkzeug für empirische Forschung und zur Unterstützung der Naturschutzforschung und -planung entwickelt (Frank et al. 2003, Kap. 1.3). Die *software* ist dementsprechend anwenderfreundlich und bietet hervorragende Möglichkeiten zur systematischen Durchführung von Modellierexperimenten. Ein kompaktes und sehr gut strukturiertes, leicht verständlich geschriebenes Handbuch macht sämtliche Modellerschritte und Programmfunktionen leicht nachvollziehbar (Frank et al. 2003). Leider ist die Anwendung seit geraumer Zeit nicht mehr allgemein verfügbar (Grimm pers.).

Unser Managementframework setzt sich aus drei Loops zusammen und vereint unterschiedliche Bereiche wie Hydrologie, Landschaftsökologie und Populationsökologie sowie sozio-ökonomische Aspekte der Landnutzung und der Einbindung von Interessensgruppen (Abbildung 1). Aus der Vielschichtigkeit der thematischen Bereiche resultieren hohe Anforderungen an die Modellierwerkzeuge, die zur Unterstützung der Entscheidungsprozesse eingesetzt werden sollen. Modellieransätze sogenannter *Agent-Based Models* (ABM) scheinen geeignet, um Anforderungen zu begegnen, deren Komplexität sich aus einer Vielzahl unterschiedlich wirkender Faktoren ergibt (Übersicht z.B.: An 2012, Vincenot 2018). Für die Modellierung werden verschiedene Plattformen angeboten. Für unsere Vorhaben bietet sich z.B. die software-Plattform NetLogo an (<https://ccl.northwestern.edu/netlogo/>). NetLogo wurde zu Schulungszwecken an der Northwestern University, Illinois, USA von Uri Wilensky entwickelt und findet inzwischen auch im Zusammenhang mit wissenschaftlichen Fragestellungen zunehmend breite Anwendung (Wilensky & Rand 2015, Railsback & Grimm 2019). Wir planen, ABM auf ihr Potenzial zur Unterstützung unseres Managementframeworks im aktuellen Projekt zu testen.

## 5. Modellierexperiment: Grabensysteme in der Agrarlandschaft

Um die Potentiale von PVA- bzw. Metapopulationsmodellierungen zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen im landschaftsökologischen Management zu testen, führten wir Modellierungen anhand von Grabensystemen durch, die in der Agrarlandschaft zur Drainage von Grünland- und Ackerbereichen angelegt wurden. Hierfür wurde der Verlauf der Drainagen in landwirtschaftlich genutzten Bereichen nördlich des Wurzacher Rieds mittels GPS erfasst und in ein GIS eingelesen.

Drainagen können hydrologische Prozesse und damit die Stoffströme innerhalb von Landschaften erheblich beeinflussen (Gramlich et al. 2018). Gleichzeitig stellen die Gräben wichtige Lebensräume für verschiedene Tier- und Pflanzenarten in der Agrarlandschaft dar, sofern sie sich in einem entsprechenden ökologisch guten Zustand befinden (Shaw et al. 2015, Biggs et al. 2017). Bei der Behandlung von Drainagegräben innerhalb von *Managementframeworks* ist zu beachten, dass die Drainagen jeweils von den einzelnen Landnutzern auf ihrem jeweiligen Grundbesitz angelegt wurden und keiner übergeordneten Planung unterliegen (Stahl et al. 2020).



Abbildung 2: Drainagegräben in der Agrarlandschaft um das Wurzacher Ried

Die Gräben unseres Gebiets weisen zum überwiegenden Teil hohe Nährstofffrachten auf und verfügen kaum über randliche Strukturen (Abbildung 2). Aufwertungen durch ein entsprechendes Vegetationsmanagement sind deshalb wichtig und zielführend. Andererseits sind für wirksame Aufwertungen Ressourcen notwendig und die Maßnahmen erfordern einen bestimmten Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Ziel der Modellierungen ist die Identifizierung derjenigen räumlichen Maßnahmenkonstellation, die einen hohen Wirkungsgrad bei gleichzeitig geringstem Ressourceneinsatz aufweist.

Die Modellierungen zielen zunächst darauf ab, die relative Relevanz verschiedener Abschnitte von Drainagegräben für die Biodiversität innerhalb der gegebenen Landschaftsmatrix (Metapopulation) zu beurteilen. Hierfür werden zusammenhängende bzw. eng beieinanderliegende Gräben zu Patches zusammengeführt (Abbildung 3) Im vorliegenden Modellierexperiment werden Grabensysteme bis zu einer Distanz von 300 m jeweils zu einem Patch zusammengefasst.

Unseren Modellierungen liegt die Annahme zugrunde, dass sämtliche Gräben mittels Managementmaßnahmen für (eine) bestimmte Zielart(en) optimiert werden können. Das heißt, die verschiedenen Patches werden ihre Habitatausstattung betreffend als identisch betrachtet. Um flächige Strukturen (*patches*) zu erzeugen, versehen wir die linearen Grabenstrukturen mit *buffern* einer bestimmten Breite. Verortet werden die Patches anhand ihrer geometrischen Mittelpunkte.

Zur Ableitung der Parameter können verschiedene (Ziel)arten herangezogen werden (Graham et al. 2017, Sybertz et al. 2017, Graham et al. 2018), beispielsweise eine potenziell im Gebiet vorkommende Libellenart etc..

Die durchschnittliche Dispersaldistanz unserer „Modell-Zielart“ legen wir in Anbetracht der im Gebiet herrschenden Bedingungen auf 1000 m fest (die betrachteten Habitatpatches erstrecken sich auf ca. 5000 m). Weiter gehen wir im vorliegenden Experiment davon aus, dass sämtliche Patches besiedelt sind und die Erreichbarkeit zwischen sämtlichen Patches gegeben ist.

Regionale Faktoren (Dürre, Unwetter etc.) wirken übergreifend über die gesamte Patch-Matrix. Hieraus resultiert eine korrelierte Aussterbewahrscheinlichkeit der verschiedenen Patches. Grundsätzlich nimmt die Wahrscheinlichkeit eines gemeinsamen Aussterbens mit der Entfernung zwischen den Patches (Populationen) ab. Das heißt, die Aussterbewahrscheinlichkeit der Patches kann als Entfernung („Korrelationslänge“) ausgedrückt werden.

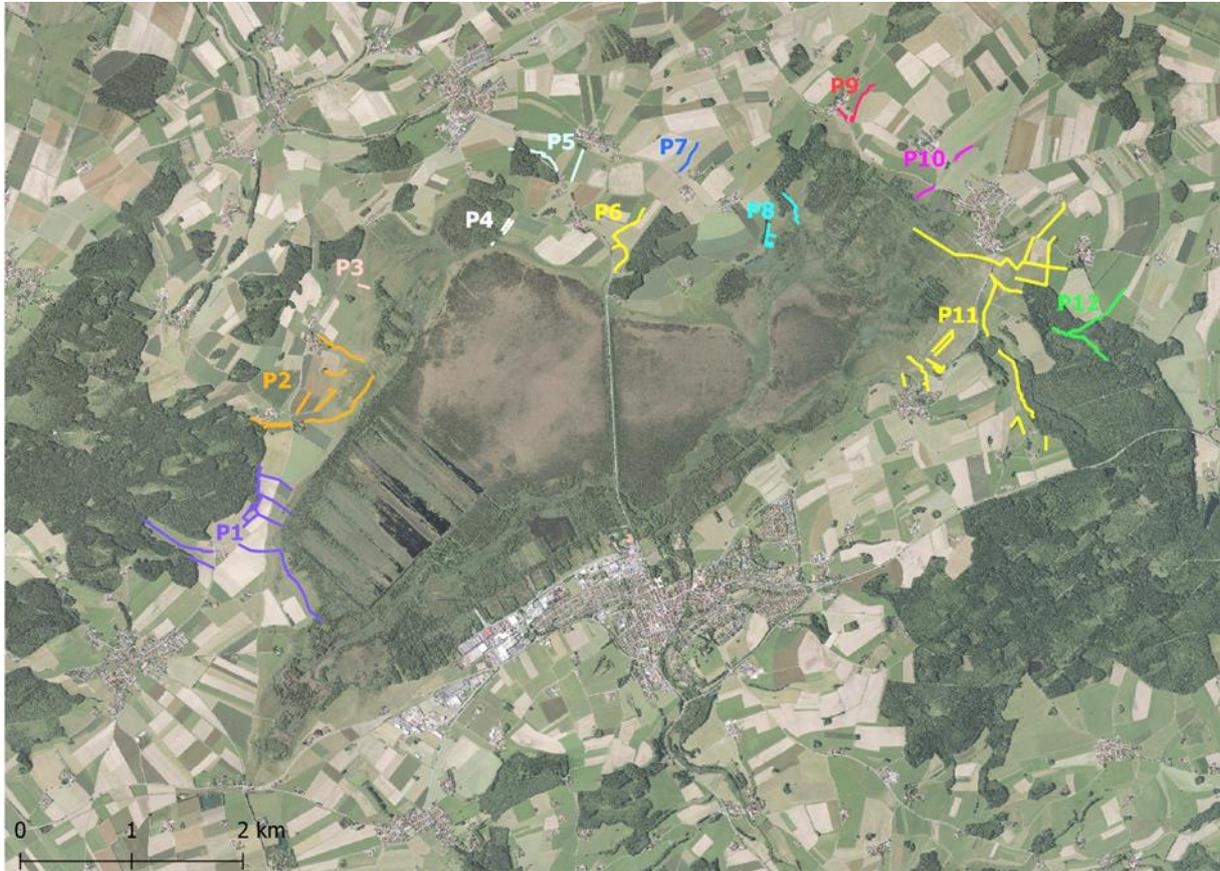


Abbildung 3: Drainagegräben im Wassereinzugsgebiet Wurzacher Ried. Die jeweils mit derselben Farbe markierten Gräben wurden im Rahmen von Modellierungsexperimenten zu Habitat-Patches (P1-P12) zusammengezogen. Die Seitenkanten der Abbildung verlaufen in Nord-Südrichtung.

Neben regionalen Umweltbedingungen wie z.B. Witterung, Trockenheit etc. lassen sich mit Hilfe der Korrelationslänge weitere räumlich übergreifende Faktoren im Modell ausdrücken. Für unsere Anwendungen besonders wichtig könnten hierbei vor allem Rahmenbedingungen sein, die sich aufgrund der agrarstrukturellen Zusammenhänge ergeben. Im vorliegenden Untersuchungsgebiet sind Grünlandbewirtschaftung und Maisanbau die beiden vorherrschenden Bewirtschaftungsweisen. Negative Einflüsse auf die Habitatpatches, die sich aus der Bewirtschaftung ergeben, dürften sich deshalb in weiten Teilen unserer Habitatmatrix gleichermaßen auswirken. Deshalb bemisst sich das Überleben der Metapopulation möglicherweise am Anteil der Habitatpatches, die sich innerhalb der Fläche eines bestimmten landwirtschaftlichen Betriebs befinden und nach denselben Strategien behandelt werden. Derartige Faktoren können über die Korrelationslänge im Modell ausgedrückt werden. Im hier dargestellten Modellierungsexperiment setzen wir die Korrelationslänge für Aussterbeereignisse zwischen den Habitatpatches auf 1000 m fest. Dies entspricht etwa dem Durchmesser der beiden größten Grabensysteme (P1; P11) der aktuellen Matrix (Abbildung 3).

Im hier dargestellten Experiment ergeben sich zunächst 12 Habitatpatches unterschiedlicher Größe (Abbildung 4; Tabelle 1). Mittels grundlegender empirischer Studien konnte gezeigt werden, dass die Patch-Größe die Relevanz der einzelnen Patches innerhalb einer Metapopulation sehr gut repräsentiert (Hanski et al. 1996, Wahlberg et al. 1996). Im Vergleich zu vielen anderen

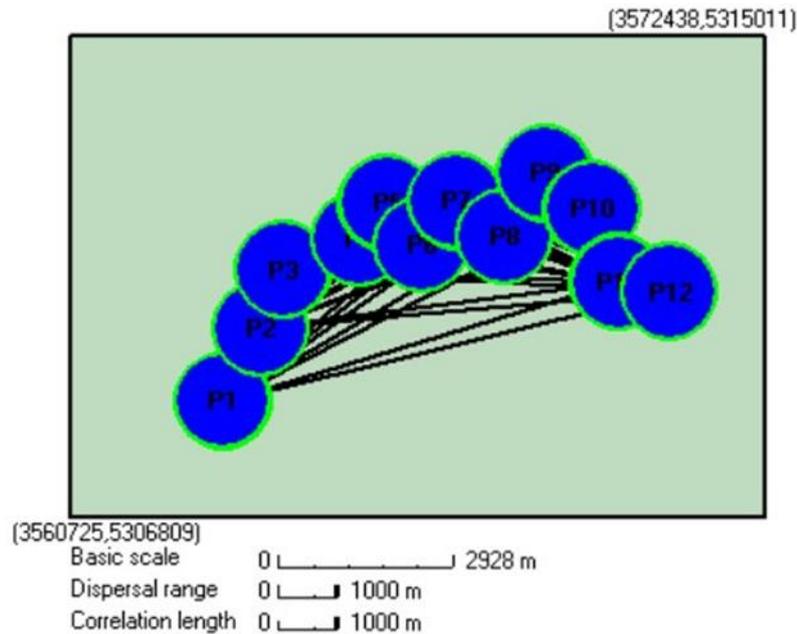


Abbildung 4: Patch-Matrix Szenario 1

Parametern lässt sich die Größe eines Habitatpatches relativ einfach ermitteln, und die Erfassung bedarf keiner Wiederholung. Bei dem hier gewählten Verfahren (Meta-X, Frank et al. 2003) fließen die Patchgrößen nicht direkt als Variable in die Modellierung ein. Vielmehr müssen die Flächengrößen stattdessen durch andere Eingabevariablen innerhalb der Modellierungsprozesse berücksichtigt werden. Im vorliegenden Modellierexperiment soll die Relevanz der Patches mittels dreier Variablen ausgedrückt werden: 1. durch die pro Patch-Population und Jahr produzierte Zahl von Abwanderern, 2. durch die Anzahl Zuwanderer, die benötigt wird, um die Patch-Population mit einer Wahrscheinlichkeit von 50% in den kommenden 100 Jahren zu erhalten, sowie 3. mittels einer patch-spezifischen Aussterbewahrscheinlichkeit.

Wie oben erläutert, wird für das aktuelle Experiment unterstellt, dass die Habitatstruktur der einzelnen Patches jeweils gleich ist und sich die Patches lediglich hinsichtlich ihrer Größe unterscheiden. Deshalb wird die Anzahl der produzierten Abwanderer  $P_{nEM}$  und der benötigten Einwanderer  $n_{IM}$  entsprechend der Größenverhältnisse der Patches festgelegt, wobei gilt:

$$P_{nEM} = A \times 100 \quad \text{Gleichung [1]}$$

$$P_{nIM} = \left(\frac{1}{A}\right) \times 10 \quad \text{Gleichung [2]}$$

A ist die Fläche des jeweiligen Patches,  $P_{nEM}$  bezeichnet die Anzahl der produzierten Abwanderer pro Patch und Jahr und  $P_{nIM}$  steht für die Anzahl der Zuwanderer pro Patch und Jahr, die benötigt werden, um die Patch-Population mit einer Überlebenswahrscheinlichkeit von 50 % in den

kommenden 100 Jahren zu erhalten. In unserem Beispiel gehen wir davon aus, dass sämtliche Patches 100 Auswanderer pro ha und Jahr produzieren (Gleichung [1]). Demgegenüber unterstellen wir, dass umso weniger Einwanderer pro Jahr und Patch benötigt werden je größer das Patch-Areal ist (Gleichung [2]). Trotz unterstellter identischer Habitatstruktur der Patches lassen sich auf diese Weise Faktoren wie z.B. *edge*-Effekte, die sich auf Populationen in kleineren Patches überproportional stärker auswirken können, in die Modellierung einbeziehen. Im vorliegenden Fall gehen wir z.B. davon aus, dass die Überlebenswahrscheinlichkeit für Überwinterer überproportional mit der Arealgröße der Patches zunimmt.

Die lokale Aussterbewahrscheinlichkeit pro Patch wurde im vorliegenden Experiment wiederum in Relation zur jeweiligen Arealgröße definiert. Als Ausgangswert hierfür dient uns die Aussterbewahrscheinlichkeit, die für das größte Patch akzeptiert werden soll. Im vorliegenden Experiment setzen wir für P11 eine Aussterbewahrscheinlichkeit von 1% im Verlauf der kommenden 100 Jahre fest (Tabelle 1) und Gleichung [3].

$$Ex_{100}(P_n) = \left( \frac{1}{\frac{A_{P_n}}{A_{P_{11}}}} \right) \times 0,01 \quad \text{Gleichung [3]}$$

$Ex_{100}(P_n)$  ist die Aussterbewahrscheinlichkeit pro Patch P im Verlauf von 100 Jahren, A bezeichnet die Fläche der verschiedenen Patches ( $P_n$ ),  $A_{P_{11}}$  steht für die Arealgröße von P11.

Szenario 1 (Abbildung 4) sowie u.s. Szenario 2 (Abbildung 5) und Szenario 3 (Abbildung 9) werden jeweils mit 1000 Durchläufen simuliert.

*Tabelle 1: Modellparameter für die Szenarien 1-3. Die Parametrisierung erfolgte in Relation zur Arealgröße der Patches (Gleichung [1]; [2]). Die Aussterberate für das größte Patch (P11) wurde auf 1 % im Verlauf von 100 Jahren festgelegt (Gleichung [3]). \*P11 dient als Referenz zur Ableitung der u.g. Kenngrößen für die weiteren Patches.*

Patch	Fläche [ha]	Produzierte Abwanderer [a <sup>-1</sup> ]	Benötigte Einwanderer [a <sup>-1</sup> ]	Aussterberate
1	1,93	193	5	0,016
2	1,31	131	8	0,024
3	0,05	5	200	0,633
4	0,14	14	72	0,227
5	0,34	34	29	0,093
6	0,42	42	24	0,075
7	0,15	15	65	0,207
8	0,36	36	28	0,087
9	0,29	29	35	0,110
10	0,20	20	51	0,161
11*	3,16	316	3	0,010
12	0,63	63	16	0,051

In einem zweiten Szenario wurde P11 aus der Landschaftsmatrix entfernt und das Experiment mit den 11 verbleibenden Patches wiederholt (Abbildung 5).

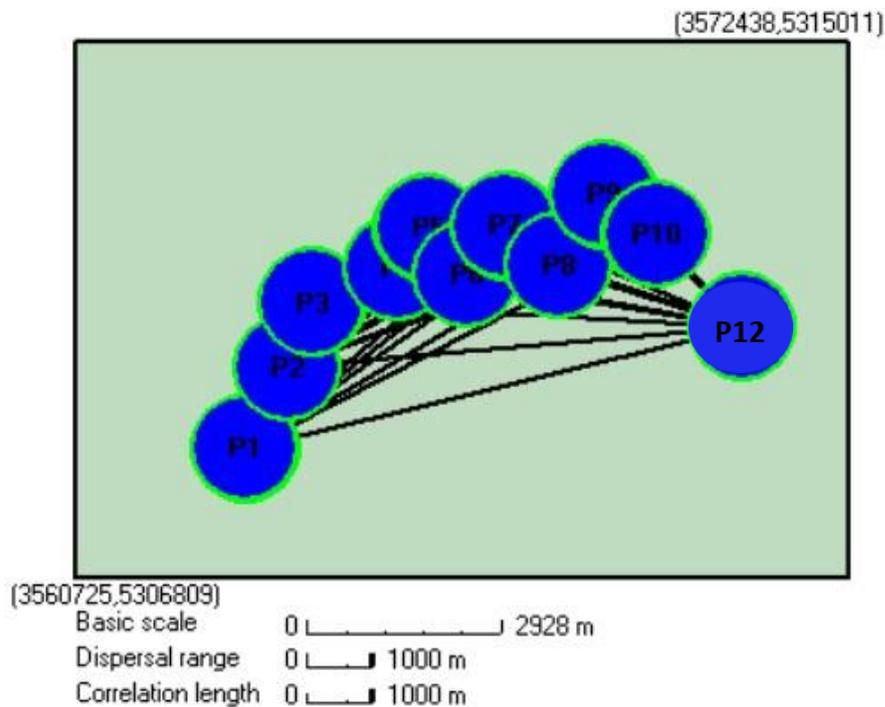


Abbildung 5: Patch-Matrix Szenario 2 (P11 wurde entfernt)

Der Vergleich der beiden Szenarien soll Hinweise auf die Relevanz von P11 für das Überleben der Metapopulation liefern. Die vergleichende Betrachtung soll hier anhand von drei Parametern erfolgen: 1. der Überlebenswahrscheinlichkeiten der verschiedenen Patches über den Simulationszeitraum (Abbildung 6), 2. das potentielle Auftreten von Aussterbeereignissen der Metapopulation während des Simulationszeitraums (Abbildung 7), sowie 3. die Aussterbewahrscheinlichkeit der Metapopulation im Verlauf von 100 Jahren (Abbildung 8).

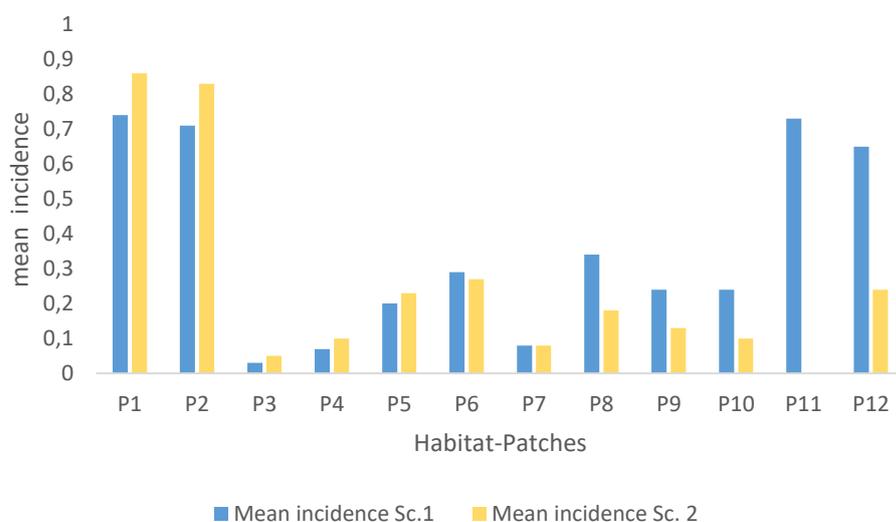


Abbildung 6: Überlebenswahrscheinlichkeit der Patches über 1000 Durchläufe. Blau: Szenario 1; orange: Szenario 2

Die Betrachtung der Überlebenswahrscheinlichkeiten der verschiedenen Patches innerhalb der Metapopulation in Szenario 1 (blau) zeigt die relative Relevanz der einzelnen Patches einer aus 12 Habitat-Patches bestehenden Metapopulation. Die Relevanzverhältnisse verändern sich deutlich, wenn P11 aus der Landschaftsmatrix entfernt wird (Szenario 2, orangefarben). P 12 ist nun stärker isoliert und verliert erheblich an Bedeutung. Zusätzlich verlieren P8, P9 und P10 ebenfalls deutlich an Relevanz. Innerhalb einer Landschaftsmatrix ohne P11 (Szenario 2) erhöht sich die relative Bedeutung der westlichen Patches P1 – P5 (Abbildung 5; Abbildung 6).

Der Stellenwert den P11 in der unterstellten Metapopulation einnimmt, wird zudem deutlich, wenn die beiden Szenarien 1 und 2 hinsichtlich des Auftretens von Aussterbeereignissen im Zeitverlauf verglichen werden (Abbildung 7). Szenario 1 (blau) mit 12 Patches weist von Beginn der Simulation an weniger Aussterbeereignisse auf (einen flacheren Verlauf der Kurve), d.h. potenzielle Aussterbeereignisse sind vor allem in den ersten 150 Jahren deutlich weniger wahrscheinlich. Demgegenüber häufen sich die Aussterbeereignisse in Szenario 2 (orangefarben) in viel stärkerem Maß in den ersten 150 bis 180 Simulationsjahren. Dementsprechend datiert der durchschnittliche Aussterbezeitpunkt der Metapopulation bei Szenario 1 mit 346 Jahren deutlich später als bei Szenario 2 mit 167 Jahren.

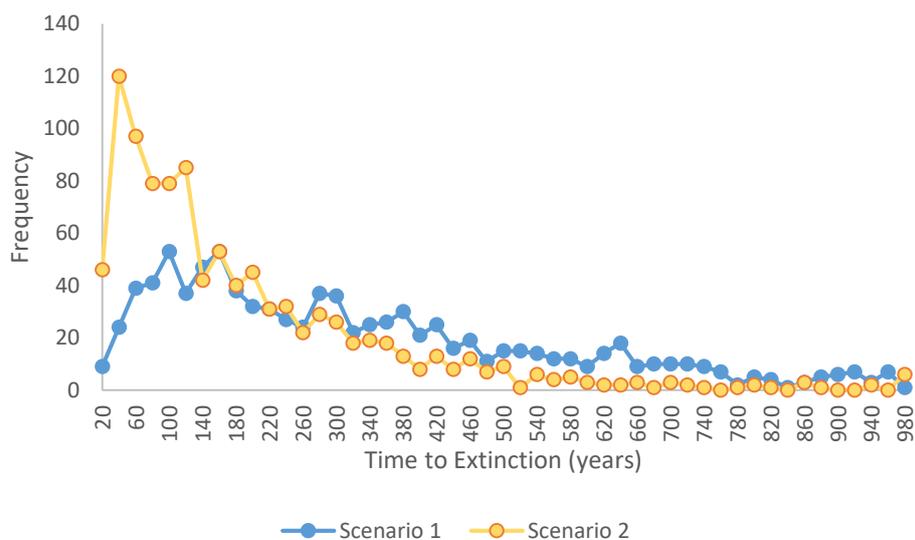
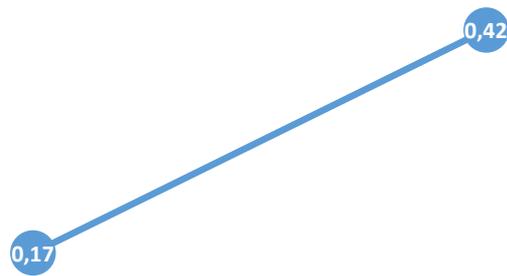


Abbildung 7: Häufigkeit potentieller Aussterbeereignisse der Metapopulation über 1000 Jahre. Szenario = blau 1; Szenario 2 = orange

Eine anschauliche Kenngröße für einen Szenarienvergleich bietet die Aussterbewahrscheinlichkeit der Metapopulation für einen Betrachtungszeitraum von 100 Jahren ( $p_0(t_0)$ ; Abbildung 8).

$p_0(t_0)$



SCENARIO 1

SCENARIO 2

Abbildung 8: Aussterbewahrscheinlichkeiten der Metapopulationen für 100 Jahre ( $p_0(t_0)$ ) bei zwei Modellierszenarien

Wie der Szenarienvergleich zeigt, verdoppelt sich die ohnehin bereits hohe Aussterbewahrscheinlichkeit von Szenario 1 innerhalb von 100 Jahren von 17 % auf 42%, wenn P11 (Szenario 2) entfällt.

In einem weiteren Szenario 3 soll die Bedeutung der Patches P4 – P9 untersucht werden, die im zentralen Bereich der Matrix verortet sind. P4 – P9 stellen jeweils kleine Patches dar, die aber aufgrund ihrer räumlichen Verteilung als Trittsteine zwischen dem südwestlichen und dem nordöstlichen Ende der Metapopulation fungieren könnten. Durch Entnahme dieser Patches entfällt diese Verbindungsbrücke und die am westlichen Rand verorteten P1-P3 und P10-P12 scheinen dadurch voneinander isoliert (Abbildung 9).

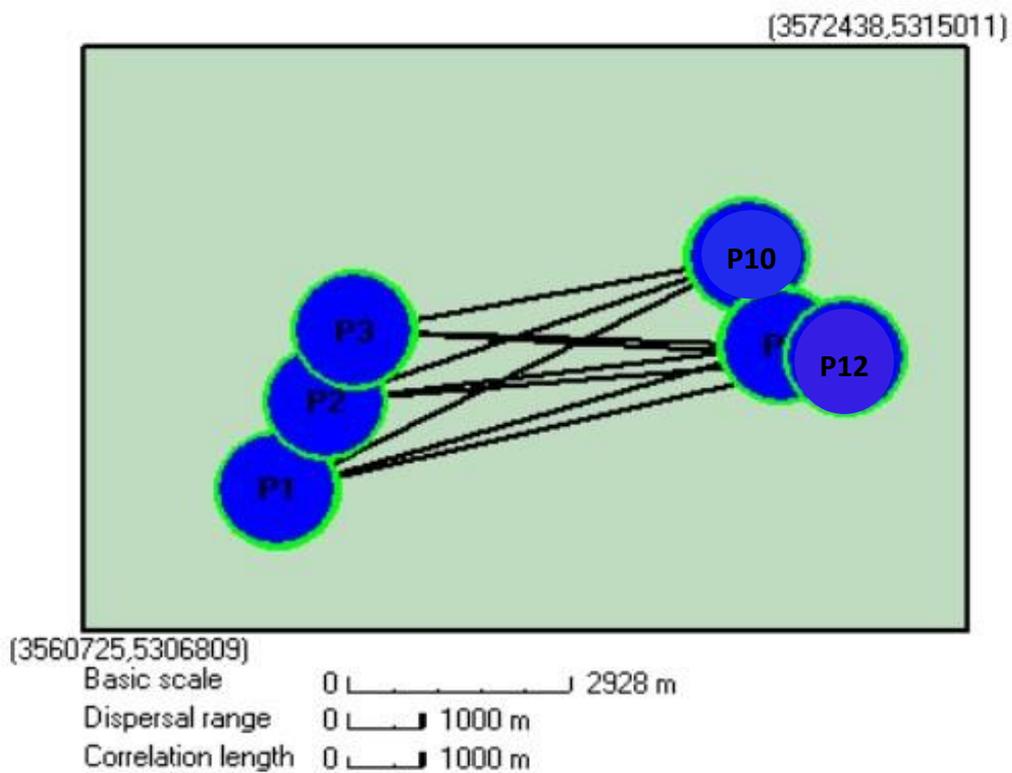


Abbildung 9: Patch-Matrix Szenario 3 (P4 bis P9 wurden entfernt)

Zunächst sollen wieder die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Patches innerhalb der Meta-population betrachtet werden (Abbildung 10).

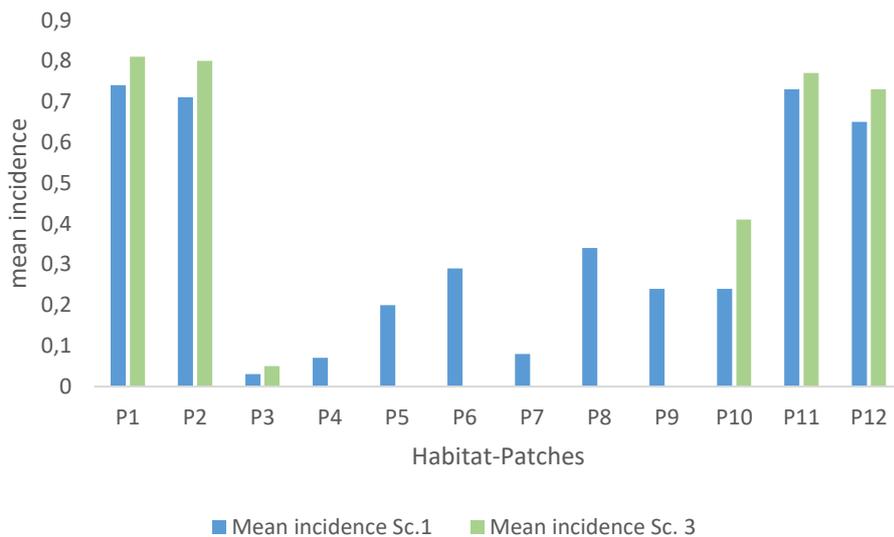


Abbildung 10: Überlebenswahrscheinlichkeit der Patches über 1000 Simulationen. Szenario 1 = blau; Szenario 3 = grün.

Wie bereits im oben beschriebenen Szenarienvergleich 1 und 2 bildet Szenario 1 auch hier (die Ausgangssituation als eine Landschaftsmatrix mit 12 Habitat-Patches ab. In Szenario 3 wurden die räumlich zentralen P4 – P9 entfernt. Im Unterschied zu Szenario 2, bei dem die Entfernung des großen P11 zu einer starken Verringerung der Relevanz von P10 und P12 führte, erhöht sich die Relevanz der randlich liegenden Patches P1 - P3 sowie P10 - P12 innerhalb der Metapopulation (Abbildung 10). Anders als beim Wegfall des großen P11 führt der Verlust der kleinen P4 – P9 bei gegebener Parametrisierung nicht zu einem Isolationseffekt weiterer Patches am westlichen bzw. östlichen Randbereich der Landschaftsmatrix.

Dass die in Szenario 3 entfernten Patches einen eher geringen Einfluss auf das Überleben der Metapopulation ausüben, wird durch den Vergleich der Aussterbeereignisse innerhalb der Metapopulation im Zeitverlauf (1000 Jahre) unterstrichen (Abbildung 11)

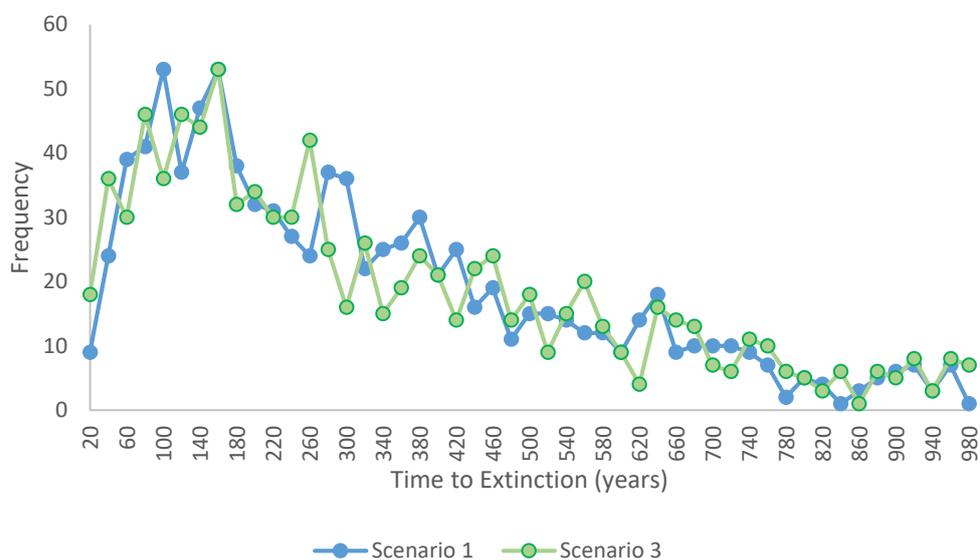


Abbildung 11: Häufigkeit potentieller Aussterbeereignisse der Metapopulation über 1000 Jahre. Szenario 1= blau; Szenario 3 = grün

Die Aussterbehäufigkeiten der beiden Szenarien weisen einen sehr ähnlichen Verlauf auf. In beiden Szenarien treten Aussterbeereignisse vor allem in den ersten rund 180 Jahren auf, jedoch bleiben die Häufigkeiten der Szenarien 1 und 3 in diesem Zeitfenster deutlich hinter Szenario 2 zurück und fallen deutlich flacher ab (Abbildung 7; Abbildung 11).

Die oben beschriebenen Zusammenhänge werden zudem deutlich, wenn die Aussterbewahrscheinlichkeiten der Metapopulation im Verlauf von 100 Jahren vergleichend über die drei Szenarien betrachtet werden (Abbildung 12). Die Aussterbewahrscheinlichkeit liegt bei Szenario 3 deutlich unter dem für Szenario 2 (Wegfall von P11) kalkulierten Wert und befindet sich nahezu auf dem Niveau des Ausgangswerts der Metapopulationsmatrix mit sämtlichen Patches (Szenario 1).

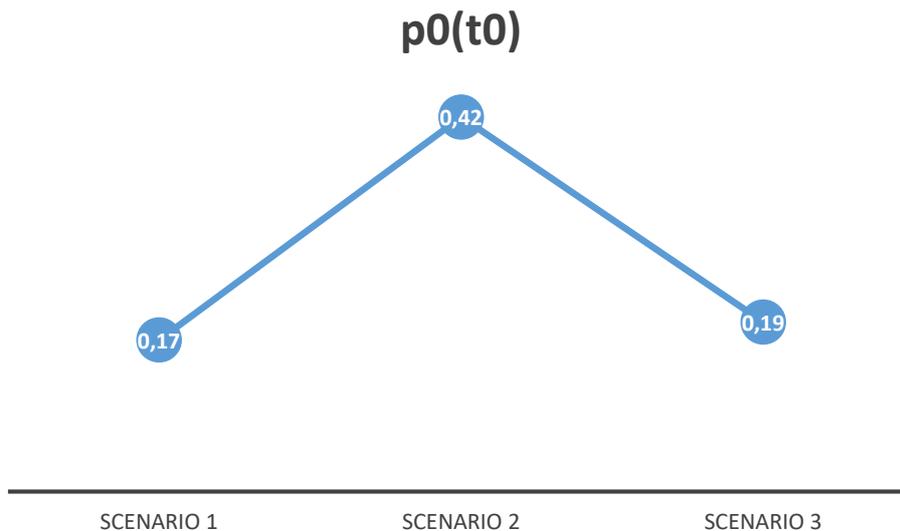


Abbildung 12: Aussterbewahrscheinlichkeiten der Metapopulationen für 100 Jahre ( $p_0(t_0)$ ) für die Szenarien 1, 2 und 3

## 6. Diskussion

Der Szenarienvergleich liefert interessante Hinweise wie PVA- bzw. Metapopulations-Modellierungen zur Priorisierung von Habitat-Patches innerhalb einer Landschaft eingesetzt werden können. Im oben beschriebenen Experiment zeigt sich, dass P1 und P2 im Verbund mit P11 und P12 von größerer Bedeutung für die Metapopulation sind als P4 – P9. Daraus lassen sich Handlungsoptionen ableiten, wenn beispielsweise nicht alle potentiellen Patches, hier Grabensysteme, aufgewertet werden können (z.B. weil sich bestimmte Landbesitzer nicht an den Maßnahmen beteiligen können oder wollen etc.).

Wichtig für den Einsatz von Modellen zur Unterstützung der Entscheidungsfindung im Management ist aber immer, dass die Hinweise, die sich aus den Modellierungen ergeben, vor dem Hintergrund der jeweiligen Parametrisierung betrachtet und interpretiert werden. Beispielsweise wurde in unserem Experiment unterstellt, dass die Patches mit Ausnahme ihrer Größe hinsichtlich ihrer Habitatqualität als identisch zu betrachten sind. Im Hinblick auf einen Ansatz, bei dem Habitat-Patches im Zuge von Maßnahmen neu etabliert werden, ist dieses Vorgehen schlüssig. Tatsächlich wird ein zu behandelndes Gebiet in der Regel jedoch bereits bestehende Habitat-Patches aufweisen, die durch neue Patches ergänzt werden müssen. In diesem Fall kann die unterschiedliche Habitatqualität der vorhandenen Patches durch verschiedene Variablen wie beispielsweise Aussterberate oder die Zahl der Zu- und Abwanderer im Modell berücksichtigt werden. Entscheidend für die Aussagekraft ist, inwieweit es gelingt, die herrschenden biologischen Bedingungen mit den zur Verfügung stehenden Stellgrößen (Variablen) auszudrücken. In den meisten Fällen dürfte die Schwierigkeit hierbei weniger in der rechnerischen Gewichtung als vielmehr in der Verfügbarkeit aussagekräftiger artspezifischer Informationen und fehlender Daten zur Habitatqualität liegen.

Bei der Interpretation des oben beschriebenen Experiments müssen die Auswirkungen der jeweils zugrunde liegenden Parametrisierung in Betracht gezogen werden. Beispielsweise wird der Umstand,

dass die Patches P4 – P9 trotz ihrer zentralen Lage in der Metapopulationsmatrix im Vergleich zu den randlich liegenden Patches wie z.B. P11 eine viel geringere Bedeutung für das Überleben der Metapopulation aufweisen, unter anderem dadurch beeinflusst, dass sämtliche Patches als für Disperser erreichbar betrachtet werden, also keinerlei Barrieren zwischen den Patches bestehen. Die kürzeste Distanz zwischen den Patchakkumulationen am westlichen Rand (P1 und P2) und dem östlichen Randbereich der Matrix (P11 und P12) beträgt rund 5000 m. Unter den gegebenen Parametrisierungsbedingungen stellen die die Patch-Akkumulationen am westlichen bzw. östlichen Rand der Matrix offensichtlich jeweils für sich betrachtet bereits Metapopulationen dar, die Überlebenswahrscheinlichkeiten auf dem hier geforderten (geringen) Niveau (s.u.) bieten. Werden die Anforderungen an die Überlebenswahrscheinlichkeiten erhöht, nimmt die Relevanz der zentralen Patches möglicherweise deutlich zu. Der Grund hierfür wäre unter den gegebenen Voraussetzungen aber weniger in der Trittsteinfunktion zu suchen, sondern dürfte eher in der Vergrößerung des Gesamtlebensraums für die betrachtete (Meta)-Population liegen.

Wichtig für die Interpretation der Modellierungsergebnisse sind die Zusammenhänge zwischen der durchschnittlichen Dispersaldistanz der habitatbewohnenden Art(en) (hier auf 1000 m festgesetzt) und der Länge, die für ein korreliertes Aussterben (hier ebenfalls auf 1000 m festgelegt) festgesetzt wurde: Solange sich die Korrelationslänge für lokale Aussterbeereignisse unter einem kritischen Wert befindet, d.h. solange die Distanz zwischen benachbarten Patches ausreichend groß ist, um ein korreliertes Aussterben zu verhindern, bestimmt die Dispersaldistanz bzw. die Konnektivität zwischen den Patches die Überlebenswahrscheinlichkeit der Metapopulation. Umgekehrt wird klar, dass ab einer bestimmten Korrelationslänge der lokalen Aussterbeereignisse das Besiedlungspotential und damit die Dispersaldistanz an Bedeutung für das Überleben der Metapopulation verlieren (Frank et al. 2003).

Dieser Zusammenhang hat wichtige Konsequenzen für das Management: Wird die Korrelationslänge der lokalen Aussterbeereignisse groß, macht es beispielsweise keinen Sinn, in konnektivitätsfördernde Maßnahmen oder Trittsteine zu investieren.

Im Zuge von Modellierungen der Überlebenswahrscheinlichkeiten von Populationen werden mit Hilfe der Korrelationslänge der lokalen Aussterbeereignisse in der Regel großräumig wirkende Faktoren (Witterungsbedingungen, Klimaveränderungen etc.) im Modell repräsentiert. Sollen Modellierungen zur Entscheidungshilfe beim Management in Kulturlandschaften eingesetzt werden, bieten die beschriebenen wechselseitigen Effekte von Dispersaldistanz und der Korrelation lokaler Aussterbeereignisse jedoch zudem Möglichkeiten, Effekte der Landnutzung in die Modelle zu integrieren.

Beispielsweise lassen sich großflächige (biodiversitätsreduzierende) Monokulturen durch die entsprechende Kalibrierung der Korrelationslänge im Modell repräsentieren, indem sich die Korrelationsdistanz an der Ausdehnung der Anbauflächen o.ä. orientiert (falls sich sämtliche Landbesitzer hinsichtlich der Landnutzungsmethoden identisch verhalten, müsste die Korrelationslänge über die Distanz sämtlicher zu planender Patches/Maßnahmen ausgedehnt werden).

Grundsätzlich wichtig bei der Parametrisierung und der Interpretation von Metapopulationsmodellierungen ist die räumliche Skalierung der zu betrachtenden Kenngrößen (Frank et al. 2003). Dieser Umstand lässt sich anhand einfacher Überlegungen verdeutlichen. So kann keine noch so große Ansammlung von Habitat-Patches eine Metapopulation einer Art beherbergen, wenn die Distanzen zwischen den Patches zu groß sind, um von ausreichend vielen Individuen überwunden werden zu können. Andererseits bietet auch eine uneingeschränkte Konnektivität keine hohe Überlebenswahrscheinlichkeit, wenn das gesamte Habitatnetzwerk durch raumübergreifende Gefährdungsfaktoren entsprechend massiv bedroht ist.

Das hier exemplarisch mit Grabensystemen und einer Libellenart durchgeführte einfache Simulationsexperiment verdeutlicht das grundsätzliche Potential von PVA-Modellierungen für das landschaftsökologische Management. Mit Hilfe von Szenarien lassen sich sehr unterschiedliche Managementoptionen gegeneinander abwägen. Für die Priorisierung von Entscheidungen ist zu beachten, dass die durch die Modellierung gewonnenen Differenzierungen nur für die jeweiligen Parametersettings gelten. Je umfassender repräsentative autökologische Informationen zur Verfügung stehen und sich diese in Modellparameter übersetzen lassen, desto genauer erfolgt eine Annäherung der Modellergebnisse an die Realität (im vorliegenden Experiment ist die auf 100 Jahre betrachtete Überlebenswahrscheinlichkeit in allen drei Szenarien sehr gering).

Wichtig im Zusammenhang mit Modellierungen zur Unterstützung des Naturschutzmanagements ist das Verständnis, dass auch bei verdichteten autökologischen Informationen Modelle grundsätzlich nicht dazu dienen, absolute Werte abzuleiten. Die Stärke der Modelle liegt vielmehr darin, relative Unterschiede zwischen Managementoptionen zu quantifizieren und dadurch möglichst zuverlässig abzubilden.

## 7. Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit den Projekten DBU 33768/01 und dem hier beschriebenen Vorhaben DBU 34512/01 wurden die methodischen Grundlagen für den landschaftsanalytischen Teil eines Managementframeworks erarbeitet. Der Framework dient dazu, die Wirksamkeit des Gewässerschutzes in Agrarlandschaften zu erhöhen und einem andauernden Biodiversitätsverlust entgegenzuwirken. Im Rahmen des erstgenannten Projekts wurde getestet, inwieweit sich Stoffstrommodellierung auf der Basis von landesweit verfügbaren Daten als Werkzeug innerhalb des Frameworks eignen. Komplementär dazu werden im hier beschriebenen Projekt DBU 34512/01 Vorgehensweisen dargestellt, die es ermöglichen, gewässer- und naturschutzfachliche Maßnahmen systematisch zu kombinieren. Die hierfür notwendigen Kombinationsmechanismen werden im aktuell laufenden Vorhaben DBU 35287/01 erarbeitet.

Konkret geht es darum, die Kombinationsmechanismen so auszustatten, dass eine Bewertung und Gewichtung von Szenarien hinsichtlich ihrer Wirksamkeit systemimmanent im Gesamt-*Workframe* verankert werden kann. Wichtig hierbei sind z.B. Möglichkeiten eines Rankings der als stoffstromrelevant identifizierten Areale sowie Vorgehensweisen für eine bestmögliche Zielarten-

auswahl zur Parametrisierung von Werkzeugen, die der räumlichen Priorisierung von Maßnahmen dienen (siehe dieser Bericht).

Ein weiterer Arbeitsschritt besteht darin, auf der Grundlage der bislang für die verschiedenen Modellierungen identifizierten software-Anwendungen Lösungen zu entwickeln, die für eine Anwendung durch die in den Managementframework involvierten Akteure geeignet sind.

## 8. Zusammenfassung

Trotz erheblicher Bemühungen und des Einsatzes erheblicher finanzieller Ressourcen ist der ökologische Zustand der Gewässer in der europäischen Agrarlandschaften nicht zufriedenstellend. Gleichzeitig ist in den landwirtschaftlich genutzten Bereichen ein ungebremster Verlust der biologischen Vielfalt zu verzeichnen.

Aufgrund einer zunehmenden Flächenverknappung ist eine wirksame Erhöhung von Extensivierungen als Gegenmaßnahme von Biodiversitätsverlust und Nährstoffeinträgen in Gewässer mittelfristig nicht zu erwarten. Notwendig zur Verbesserungen der Situation der Gewässer und zur Erhöhung der Biodiversität ist deshalb, vor allem die Wirksamkeit bisheriger Maßnahmen zu erhöhen.

Hierfür wird ein Managementframework entwickelt, der Werkzeuge zur landschaftsökologischen Analyse und räumlicher Priorisierung von Maßnahmenstandorten sowie Instrumente zur Partizipation von Landnutzern und behördlichen Entscheidern beinhaltet.

Der Framework soll mittels quantitative Analytik die Entscheidungssicherheit der Akteure erhöhen und dadurch Effizienz der Maßnahmen sowie die Akzeptanz und Umsetzungsbereitschaft der Landnutzer erhöhen.

Der vorliegende Bericht befasst sich mit Methoden der räumlichen Verortung von Maßnahmen und Möglichkeiten, diese Methodik für behördliche Entscheider zugänglich und nutzbar zu machen. Hierfür wurden *software* Lösungen für Modellierungen eruiert und getestet.

## 9. Literatur

- An, L. 2012. Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models. *Ecological Modelling* **229**:25-36.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.07.010>.
- Bach, M., L. Knoll, U. Häußermann, & L. Breuer. 2020. Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland - Ist das Meßnetz schuld? *Wasserwirtschaft* **6**:12-17.
- Biggs, J., S. von Fumetti, & M. Kelly-Quinn. 2017. The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia* **793**:3-39.  
10.1007/s10750-016-3007-0.
- BMEL, & BMU. 2020. Nitratbericht 2020. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft. N. u. R. B. u. B. f. E. u. L. B. Bundesministerium für Umwelt. Bonn. 167 pp.
- Brook, B. W., J. R. Cannon, R. C. Lacy, C. Mirande, & R. Frankham. 1999. Comparison of the population viability analysis packages GAPPS, INMAT, RAMAS and VORTEX for the whooping crane (*Grus americana*). *Animal Conservation* **2**:23-31. 10.1111/j.1469-1795.1999.tb00045.x.
- Burgman, M., & H. Possingham. 2000. Population viability analysis for conservation: the good, the bad and the undescribed. *CONSERVATION BIOLOGY SERIES-CAMBRIDGE*:97-112.
- Burgman, M. A., S. Ferson, & H. R. Akçakaya. (Ed). 1993. *Risk Assessment in Conservation Biology*. Springer Netherlands.
- Chiavacci, S. J., & E. J. Pindilli. 2020. Trends in biodiversity and habitat quantification tools used for market-based conservation in the United States. *Conservation Biology* **34**:125-136.  
10.1111/cobi.13349.
- Cole, L. J., D. Kleijn, L. V. Dicks, J. C. Stout, S. G. Potts, M. Albrecht, M. V. Balzan, I. Bartomeus, P. J. Bebeli, D. Bevk, J. C. Biesmeijer, R. Chlebo, A. Dautartè, N. Emmanouil, C. Hartfield, J. M. Holland, A. Holzschuh, N. T. J. Knoben, A. Kovács-Hostyánszki, Y. Mandelik, H. Panou, R. J. Paxton, T. Petanidou, M. A. A. Pinheiro de Carvalho, M. Rundlöf, J.-P. Sarthou, M. C. Stavriniades, M. J. Suso, H. Szentgyörgyi, B. E. Vaissière, A. Varnava, M. Vilà, R. Zemeckis, & J. Scheper. 2020. A critical analysis of the potential for EU Common Agricultural Policy measures to support wild pollinators on farmland. *Journal of Applied Ecology* **57**:681-694.  
10.1111/1365-2664.13572.
- Etienne, R. 2004. Application of stochastic patch occupancy models to real metapopulations. Á In: Hanski, I. and Gaggiotti, OE (eds), *Ecology, genetics, and evolution of metapopulations*. Elsevier, pp. 105-132.
- Europäischer Rechnungshof. 2020. Sonderbericht Biodiversität landwirtschaftlicher Nutzflächen: Der Beitrag der GAP hat den Rückgang nicht gestoppt. 65 pp
- Finch, T., R. E. Green, D. Massimino, W. J. Peach, & A. Balmford. 2020. Optimising nature conservation outcomes for a given region-wide level of food production. *Journal of Applied Ecology* **57**:985-994. 10.1111/1365-2664.13594.
- Frank, K., H. Lorek, F. Köster, M. Sonnenschein, C. Wissel, & V. Grimm. (Ed). 2003. *Meta-X-Software for Metapopulation Viability Analysis*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 195.

- Graham, L. J., R. H. Haines-Young, & R. Field. 2017. Metapopulation modelling of long-term urban habitat-loss scenarios. *Landscape Ecology* **32**:989-1003. 10.1007/s10980-017-0504-0.
- Graham, L. J., R. H. Haines-Young, & R. Field. 2018. The incidence function model as a tool for landscape-scale ecological impact assessments. *Landscape and Urban Planning* **170**:187-194. 10.1016/j.landurbplan.2017.10.008.
- Gramlich, A., S. Stoll, A. Aldrich, C. Stamm, T. Walter, & V. Prasuhn. 2018. Einflüsse landwirtschaftlicher Drainage auf den Wasserhaushalt, auf Nährstoffflüsse und Schadstoffaustrag. Eine Literaturstudie. Agroscope. Zürich. 55 pp.
- Grimm, V., H. Lorek, J. Finke, F. Koester, M. Malachinski, M. Sonnenschein, A. Moilanen, I. Storch, A. Singer, C. Wissel, & K. Frank. 2004. META-X: Generic Software for Metapopulation Viability Analysis. *Biodiversity & Conservation* **13**:165-188. 10.1023/B:BIOC.0000004317.42949.f7.
- Haddaway, N., C. Brown, J. Eales, S. Eggers, J. Josefsson, B. Kronvang, N. Randall, & J. Uusi-Kämpä. 2018. The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields. *Environmental Evidence* **7** 10.1186/s13750-018-0126-2.
- Hanna, D. E. L., C. Raudsepp-Hearne, & E. M. Bennett. 2020. Effects of land use, cover, and protection on stream and riparian ecosystem services and biodiversity. *Conservation Biology* **34**:244-255. 10.1111/cobi.13348.
- Hanski, I. 1994a. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* **9**:131-135. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90177-5](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90177-5).
- Hanski, I. 1994b. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* **63**:151-162.
- Hanski, I. 1997. Metapopulation Dynamics: From Concepts and Observations to Predictive Models. *in* I. A. Hanski and M. E. Gilpin, editors. *In: Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*, 69-92. Academic Press, San Diego.
- Hanski, I., J. Alho, & A. Moilanen. 2000. Estimating the parameters of survival and migration of individuals in metapopulations. *Ecology* **81**:239-251.
- Hanski, I., A. Moilanen, T. Pakkala, & M. Kuussaari. 1996. The Quantitative Incidence Function Model and Persistence of an Endangered Butterfly Metapopulation. *Conservation Biology* **10**:578-590. 10.1046/j.1523-1739.1996.10020578.x.
- Hanski, I., & D. Simberloff. 1997. The Metapopulation Approach, Its History, Conceptual Domain, and Application to Conservation. *in* I. A. Hanski and M. E. Gilpin, editors. *In: Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*, 5-26. Academic Press, San Diego.
- Heard, G. W., M. A. McCarthy, M. P. Scroggie, J. B. Baumgartner, & K. M. Parris. 2013. A Bayesian model of metapopulation viability, with application to an endangered amphibian. *Diversity and Distributions* **19**:555-566. 10.1111/ddi.12052.
- Kaphegyi, T. A. M., Y. Christoffers, S. Schwab, V. Zahner, & W. Konold. 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**:468-472. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.014>.
- Kaphegyi, T. A. M., P. Eisnecker, & E. Schlecker. 2020. Strukturierte Entscheidungsprozesse zur Verbesserung der ökologischen Situation von Gewässern in der Agrarlandschaft. Weiterentwicklung des Programms zur Sanierung oberschwäbischer Seen und Weiher. Erster Zwischenbericht. 21.07.2020 K. Landespflege Freiburg. Institut für Naturschutzökologie und Landschaftsmanagement. Konold, Wattendorf & Suchomel GbR. Kirchzarten. 7 Seiten pp.

- Kaphegyi, T. A. M., & U. Kaphegyi. 2018. Entscheidungshilfesystem zur gezielten Reduktion von Stoffeinträgen in Gewässer und Feuchtgebiete. Landespflege Freiburg - Institut für Naturschutzökologie und Landschaftsmanagement. K. Landespflege Freiburg - Institut für Naturschutzökologie und Landschaftsmanagement, Kaphegyi, Wattendorf & Suchomel GbR. 38 pp.
- Lane, S. N., S. M. Reaney, & A. L. Heathwaite. 2009. Representation of landscape hydrological connectivity using a topographically driven surface flow index. *Water Resources Research* **45**. 10.1029/2008wr007336.
- Mestre, F., F. Cánovas, R. Pita, A. Mira, & P. Beja. 2016. An R package for simulating metapopulation dynamics and range expansion under environmental change. *Environmental Modelling & Software* **81**:40-44. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.03.007>.
- Mestre, F., F. Canovas, B. Risk, R. Pita, A. Mira, & P. Beja. 2018. Package 'MetaLandSim'. <https://cran.r-project.org/web/packages/MetaLandSim/MetaLandSim.pdf>.
- Milledge, D. G., S. N. Lane, A. L. Heathwaite, & S. M. Reaney. 2012. A Monte Carlo approach to the inverse problem of diffuse pollution risk in agricultural catchments. *Science of The Total Environment* **433**:434-449. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.047>.
- Newson, M. 2010a. Understanding 'hot-spot' problems in catchments: the need for scale-sensitive measures and mechanisms to secure effective solutions for river management and conservation. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems* **20**:S62-S72. 10.1002/aqc.1091.
- Newson, M. 2010b. Understanding hot-spot problems in catchments: the need for scale-sensitive measures and mechanisms to secure effective solutions for river management and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **20**:S62-S72. 10.1002/aqc.1091.
- Patterson, J. J., C. Smith, & J. Bellamy. 2013. Understanding enabling capacities for managing the 'wicked problem' of nonpoint source water pollution in catchments: A conceptual framework. *Journal of Environmental Management* **128**:441-452. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.033>.
- Perks, M. T., J. Warburton, L. J. Bracken, S. M. Reaney, S. B. Emery, & S. Hirst. 2017. Use of spatially distributed time-integrated sediment sampling networks and distributed fine sediment modelling to inform catchment management. *Journal of Environmental Management* **202**:469-478. 10.1016/j.jenvman.2017.01.045.
- Railsback, S. F., & V. Grimm. (Ed). 2019. Agent-based and individual-based modeling: a practical introduction. Princeton university press.
- Raymond, C. V., J. L. McCune, H. Rosner-Katz, I. Chadès, R. Schuster, B. Gilbert, & J. R. Bennett. 2020. Combining Species Distribution Models and Value of Information Analysis for spatial allocation of conservation resources. *Journal of Applied Ecology* **57**:819-830. 10.1111/1365-2664.13580.
- Reaney, S. M., S. N. Lane, A. L. Heathwaite, & L. J. Dugdale. 2011. Risk-based modelling of diffuse land use impacts from rural landscapes upon salmonid fry abundance. *Ecological Modelling* **222**:1016-1029. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.08.022>.
- Reaney, S. M., E. B. Mackay, P. M. Haygarth, M. Fisher, A. Molineux, M. Potts, & C. M. H. Benskin. 2019. Identifying critical source areas using multiple methods for effective diffuse pollution mitigation. *J Environ Manage* **250**:109366. 10.1016/j.jenvman.2019.109366.

- Shaw, R. F., A. E. Poole, R. E. Feber, A. M. Raebel, & D. W. MacDonald. 2015. Freshwater and farming: impacts of land use and management on the biodiversity of rivers and ditches. *in* D. W. Macdonald and R. E. Feber, editors. *In: Wildlife conservation on farmland*, 210-223 Oxford University Press, Oxford, UK.
- Soulé, M. E. (Ed). 1987. *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stahl, A. T., A. K. Fremier, & B. A. Cosens. 2020. Mapping legal authority for terrestrial conservation corridors along streams. *Conservation Biology* **n/a** 10.1111/cobi.13484.
- Stanford, B., H. Jones, & E. Zavaleta. 2019. Meta-analysis of the effects of upstream land cover on stream recovery. *Conservation Biology* **0** doi:10.1111/cobi.13189.
- Sybertz, J., S. Matthies, F. Schaarschmidt, M. Reich, & C. von Haaren. 2017. Assessing the value of field margins for butterflies and plants: how to document and enhance biodiversity at the farm scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **249**:165-176. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.018>.
- Tang, W., W. Zhang, Y. Zhao, Y. Wang, & B. Shan. 2013. Nitrogen removal from polluted river water in a novel ditch–wetland–pond system. *Ecological Engineering* **60**:135-139. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.009>.
- Valdés, A., J. Lenoir, P. De Frenne, E. Andrieu, J. Brunet, O. Chabrierie, S. A. O. Cousins, M. Deconchat, P. De Smedt, M. Diekmann, S. Ehrmann, E. Gallet-Moron, S. Gärtner, B. Giffard, K. Hansen, M. Hermy, A. Kolb, V. Le Roux, J. Liira, J. Lindgren, L. Martin, T. Naaf, T. Paal, W. Proesmans, M. Scherer-Lorenzen, M. Wulf, K. Verheyen, & G. Decocq. 2020. High ecosystem service delivery potential of small woodlands in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* **57**:4-16. 10.1111/1365-2664.13537.
- Vidon, P., C. Allan, D. Burns, T. P. Duval, N. Gurwick, S. Inamdar, R. Lowrance, J. Okay, D. Scott, & S. Sebestyen. 2010. Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones: Potential for Improved Water Quality Management1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **46**:278-298. 10.1111/j.1752-1688.2010.00420.x.
- Vincenot, C. E. 2018. How new concepts become universal scientific approaches: insights from citation network analysis of agent-based complex systems science. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **285**:20172360. doi:10.1098/rspb.2017.2360.
- Wahlberg, N., A. Moilanen, & I. Hanski. 1996. Predicting the Occurrence of Endangered Species in Fragmented Landscapes. *Science* **273**:1536-1538. 10.1126/science.273.5281.1536.
- Wilensky, U., & W. Rand. (Ed). 2015. *An Introduction to Agent-Based Modeling: Modeling Natural, Social, and Engineered Complex Systems with NetLogo*. MIT Press.