

Ökosystemdienstleistungen von Bodenschutzanlagen

Eine Literaturübersicht



Impressum

Medieninhaber: Land NÖ, Gruppe Raumordnung, Umwelt und Verkehr, Abt. Umwelt- und Energiewirtschaft, 3109 St. Pölten;

Erstellt durch: Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt
Pollnbergstraße 1, 3252 Petzenkirchen, Österreich
Baw.at/wasser-boden-ikt.at

Autorinnen und Autoren: Thomas Weninger, Alexandra Dürr, Miriam Lenhart, Peter Strauss
Illustrationen (sofern nicht anders gekennzeichnet): Benedikt Hanser

Zahl: 24-384/157/20

Fotos: BAW-IKT

Petzenkirchen, 2020. Stand: 22.01.2020

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesamtes für Wasserwirtschaft und der Autorin/des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin/des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an post.ru3@noel.gv.at.

Diese Publikation wurde im Rahmen des grenzüberschreitenden Projektes „Klimagrün – Anpassung der Grünen Infrastruktur an den Klimawandel“ (ATCZ142) erstellt. Das Projekt „Klimagrün“ wird gefördert aus Mitteln des Europäischen Fonds für Regionalentwicklung (EFRE) im Rahmen des Programms Interreg Österreich – Tschechische Republik.

Die Abteilung Umwelt- und Energiewirtschaft (RU3) des Landes Niederösterreich beteiligt sich am Umweltmanagementsystem EMAS.



Inhalt

1 Einleitung	4
1.1 Bodenschutzanlagen	4
1.2 Konzept der Ökosystemdienstleistungen	7
2 Ökosystemleistungen	10
2.1 Produktion von Biomasse	10
2.2 Genetische Ressourcen und Biodiversität	13
2.3 Regulierung von Nähr- und Schadstoffkreisläufen.....	16
2.4 Regulierung atmosphärischer Belastungen	20
2.5 Erosionsschutz.....	21
2.6 Kohlenstoffsequestrierung und Speicherung.....	25
2.7 Lebensraum.....	28
2.8 Bestäubung	31
2.9 Schädlings- und Krankheitskontrolle	33
2.10 Regulierung des Wasserhaushaltes	36
2.11 Kulturelle ÖSDL – direkte physische Interaktion.....	39
2.12 Kulturelle ÖSDL – direkte psychische Interaktion.....	43
3 Bewertung der ÖSDL	44
4 Umsetzbarkeit und rechtliche Situation in Österreich.....	45
5 Schlussfolgerungen und Ausblick.....	48
Literaturverzeichnis	51

1 Einleitung

1.1 Bodenschutzanlagen

Mit Bäumen und Sträuchern bewachsene Flächenstücke erfüllen seit Anbeginn der Landwirtschaft verschiedene wichtige Funktionen in der Agrarlandschaft. Meist sind diese Elemente linear ausgerichtet und dienen der Abgrenzung von Bewirtschaftungseinheiten, Besitz- oder Verwaltungsgrenzen. Daneben bieten sie Schutz vor Wind und Wetter, neugierigen Blicken und erschweren in unruhigen Zeiten die Einnahme von Ländereien im großen wie im kleinen Stil. Im Laufe der Geschichte wechselten sich Perioden hoher Wertschätzung und Förderung mit Zeiten ab, in denen danach getrachtet wurde, die Flächen möglichst frei von Bäumen und Sträuchern zu halten. Ab dem Mittelalter traten immer wieder Zeitspannen auf, in denen verhältnismäßig hohe Bevölkerungszahlen, aus heutiger Sicht ineffiziente Landwirtschaftstechniken und hoher Bedarf an Heizmaterial dazu führten, dass regional jeder fruchtbare Quadratmeter gerodet und für Ackerbau oder Weide genutzt wurde und so offene Landschaften entstanden. Die Römer, Karl der Große im späten ersten Jahrtausend oder Napoleon hingegen ließen viele Kilometer von Hecken oder Alleen zu militärischen Zwecken, als Trennlinien für Mensch und Tier oder zur Versorgung der Bevölkerung mit Obst anlegen und pflegen (Brakensiek et al., 2016; Poschlod und Braun-Reichert, 2017). Heute gelten Heckenlandschaften weltweit als Teil der wichtigsten ländlichen Landschaften (Ghazavi et al., 2008). Solche Systeme, in denen einjährige und mehrjährige Kulturen neben- und miteinander kombiniert sind, werden unter dem Begriff Agroforstsysteme zusammengefasst. Dazu zählen unter anderem Windschutzgürtel im Ackerland, Streuobstwiesen oder ähnliche lockere Obstbausysteme mit Nutzung des einjährigen Unterwuchses, plantagenähnliche Reihenanlagen zur Holznutzung bis hin zu essbaren Wäldern oder Waldgärten.

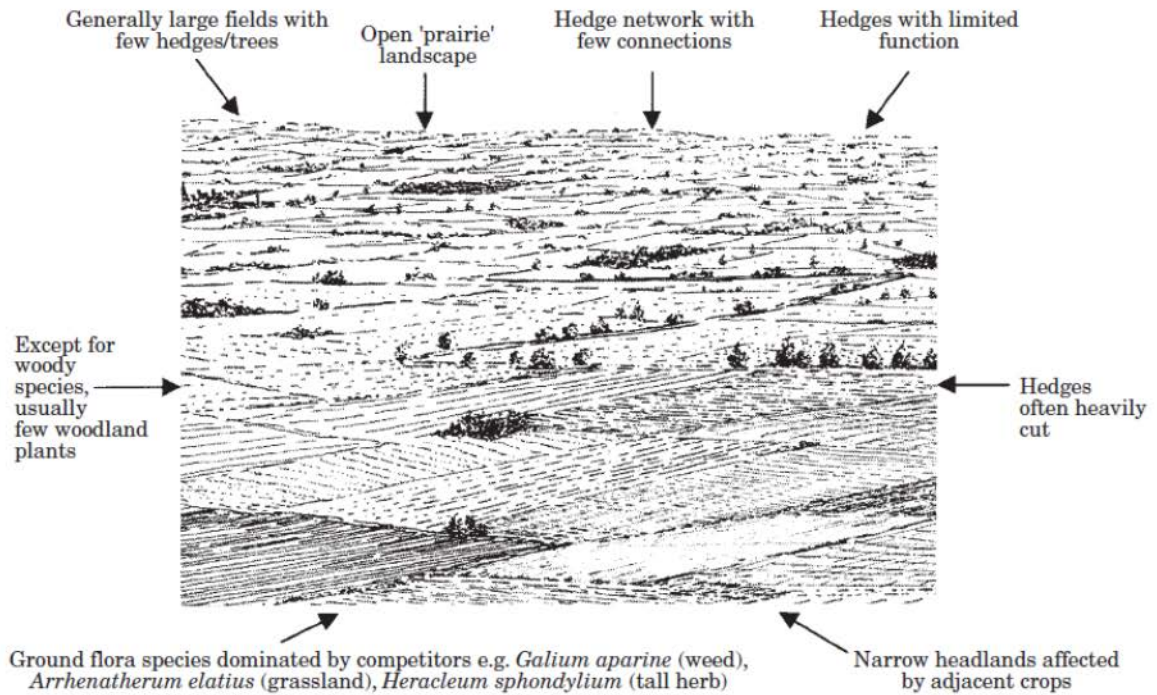
Seit Beginn der Aufklärung um etwa 1700 n.Chr. schreiten großflächige Änderungen der Landnutzung und Intensivierung der Nutzung voran, besonders massiv seit dem Beginn einer industrialisierten Landwirtschaft nach Ende des zweiten Weltkrieges (Devaty et al., 2019). Dadurch entstehen einförmige Landschaften mit sinkender Strukturausstattung (Massad et al., 2019). Weltweit wurden und werden große Teile der vorhandenen Feldgehölz-Flächen gerodet, vor allem um die Bearbeitung der intensiv genutzten Flächen mit größeren Maschinen zu erleichtern. Als Folge dieser Entwicklungen nehmen heute Probleme wie Erosion, gestörte Nährstoffkreisläufe und Bodendegradation Ausmaße an, die die Sicherheit der zukünftigen Ernährungsversorgung in Frage stellen (Stoate et al., 2001; Amundson et al.,

2015). Die Vereinheitlichung der Landschaftsstruktur führt zu geringerer Biodiversität, somit sinkt die Bestäubungsleistung für Kulturpflanzen sowie der Fraßdruck auf Schädlinge und in der Folge sinken die Erträge merkbar (Dainese et al., 2019). Zudem erwachsen für die Landwirtschaft, besonders auch in Österreich, Herausforderungen aus laufenden Veränderungen von Klima, Wasserangebot oder dem Biodiversitätsverlust (Haslmayer et al., 2019). In vielen Ländern kann neben der höheren Ertragsvariabilität bereits eine Tendenz zu einer stagnierenden Getreideproduktion beobachtet werden (Ray et al., 2012). Eine Vielzahl von Möglichkeiten ist bekannt, diesen Problemen im Zuge der agrarischen Bewirtschaftung entgegenzutreten, die Wirksamkeit ist aber oft schwer abzuschätzen und die Verbreitung erfolgt in Anbetracht des Ernstes der Lage zu schleppend (Schwarzer, 2019). Durch das Fördern einer strukturierten Agrarlandschaft können etliche Wirkungen kombiniert werden, zum Beispiel wird das Mikroklima verändert und die Wassernutzungseffizienz der angebauten Kulturen verbessert, ein stabileres und vitaleres Ökosystem aufrecht erhalten (Abb. 1), wodurch die Wahrscheinlichkeit steigt, auch in Zukunft die landwirtschaftlichen Erträge sichern zu können (Pretzschel et al., 1991; Olesen et al., 2011).

Im Bewusstsein all dessen wird die Neuanlage und Revitalisierung eines effektiven Netzwerks von Feldgehölzen, Windschutzgürteln und Hecken in vielen Ländern von diversen Stakeholdern ideell und materiell gefördert. Den BewirtschafteterInnen der Fläche stellt sich damit die Aufgabe, die langfristigen Vor- und Nachteile für ihren Betrieb abzuwägen. Um dies objektiv und datenbasiert zu schaffen, fehlt eine umfassende Grundlage, die belastbare wissenschaftliche Messungen und Erkenntnisse aus den vielen berührten Teilbereichen gebündelt zur Verfügung stellt (Haddaway et al., 2018). Mit dieser Literaturübersicht soll diese Lücke zumindest teilweise gefüllt werden, indem Studienergebnisse aus aller Welt zusammengetragen, die Erkenntnisse daraus in einen einheitlichen Rahmen eingeordnet und in greifbarer Weise beschrieben werden.

Im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen lineare, mehrstufige Anlagen, die als Windschutzgürtel oder Hecken bekannt sind. Um deren Wert und die vielfältigen Funktionen zu betonen und den Stellenwert zu steigern, werden die Neuanlage beziehungsweise die Pflege von solchen Anlagen in Niederösterreich von der Agrarbezirksbehörde gefördert und als Mehrnutzungshecken oder Bodenschutzanlagen (BSA) betitelt. Letztere Bezeichnung wird in der Folge übernommen.

(a)



(b)

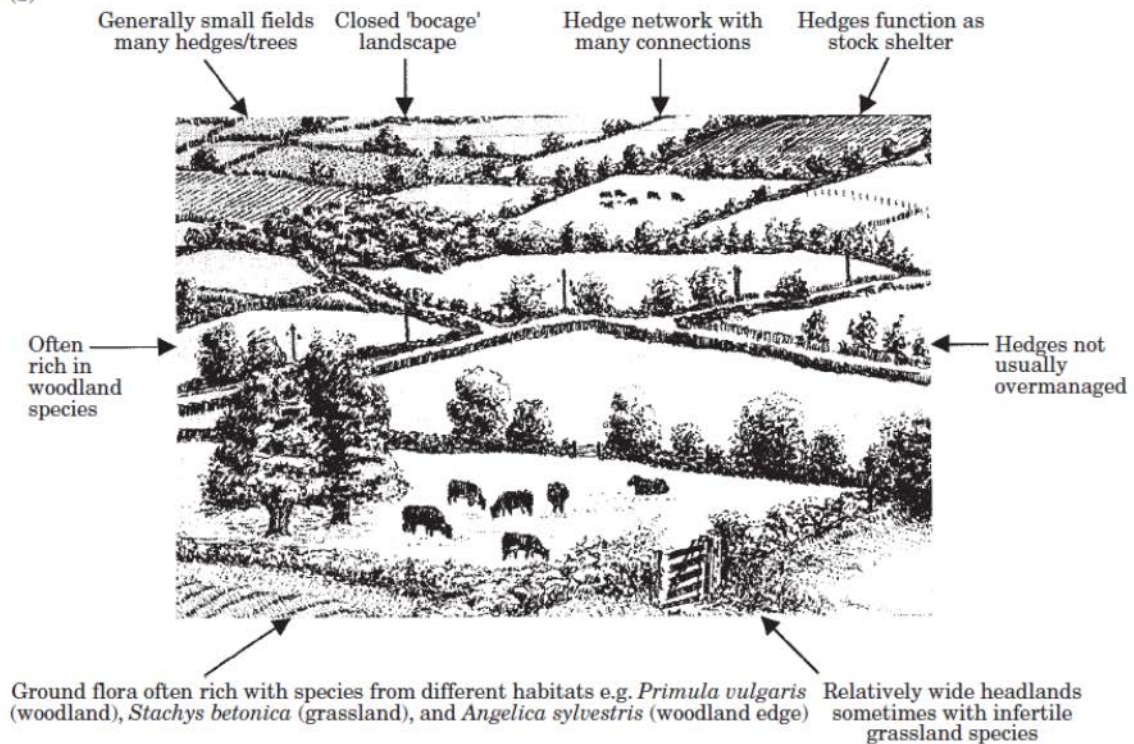


Abbildung 1: Schematischer Vergleich von Landschaften arm und reich an Struktur (aus Baudry et al., 2000)

1.2 Konzept der Ökosystemdienstleistungen

Um komplexe Sachverhalte aus dem Querschnittsbereich Wirtschaft - Ökologie - Soziales erfassen und vermitteln zu können, hat sich in den letzten Jahrzehnten das Konzept der Ökosystemdienstleistungen (ÖSDL) etabliert. Dieses zielt darauf ab, die Leistungen von Ökosystemen, wie es auch landwirtschaftlich geprägte Landschaften sind, für die Gesellschaft anschaulich und mehr oder weniger standardisiert zu bewerten (van Zanten et al., 2014). Landwirtschaftliche Systeme haben das Potential, verschiedene Ökosystemleistungen zu liefern und zudem die Biodiversität zu erhalten (Bennett et al., 2009; Barrall et al., 2015).

Basierend auf den ersten Ansätzen aus den 1980er Jahren entwickelte das Millennium Ecosystem Assessment der Vereinten Nationen, ein Pendant des Weltklimarates IPCC mit dem Arbeitsbereich der beiderseitigen Wechselwirkungen zwischen menschlichem Wohlergehen und Ökosystemen, eine allgemein anerkannte Leitlinie für die Bewertung von ÖSDL (Millenium Ecosystem Assessment, 2003). Darin werden die ÖSDL in vier Kategorien eingeteilt: Versorgungsleistungen (unmittelbare Versorgung der Gesellschaft mit Holz, Nahrung, Wasser, etc.), Regulierungsleistungen (nützen indirekt durch z.B. Reduktion von Hochwasserschäden, Speichern von Kohlenstoff, etc.), kulturelle ÖSDL (Naturerbe, touristische Leistungen, etc.) und Basisleistungen (ermöglichen erst die Erfüllung der anderen Leistungen, z.B. Photosynthese, biologische Aktivität im Boden, etc.), siehe Abb.2. Mittlerweile wurde dieses Gremium von der IPBES abgelöst, der Zwischenstaatlichen Plattform für Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen.

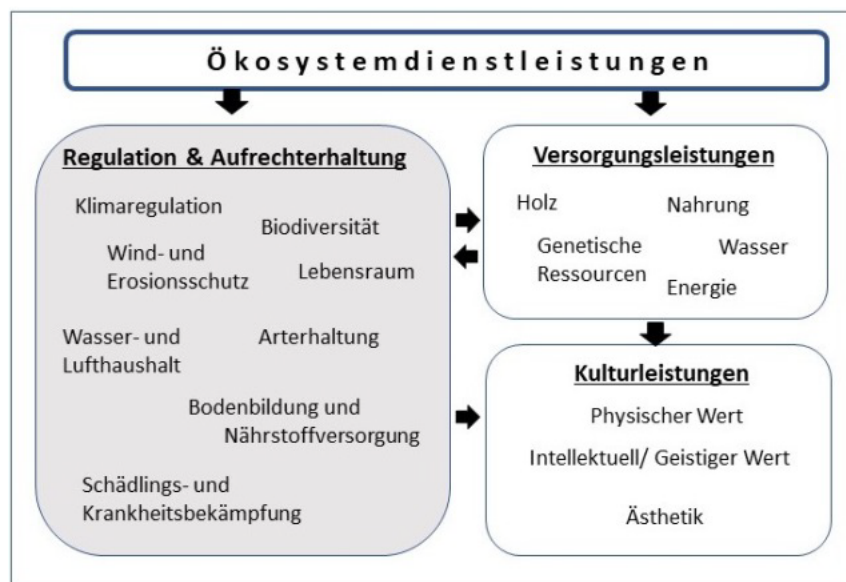


Abbildung 2: konzeptuelle Visualisierung der Interaktionen von ÖSDL

Dieser Ansatz zur Klassifikation wurde in der Folge vielfach verfeinert und abgewandelt, zwei Varianten bilden die Grundlage für die Ausführungen in dieser Arbeit. Zum einen ist dies die CICES-Klassifikation (Common International Classification of Ecosystem Services) der Europäischen Umweltbehörde EEA (European Environmental Agency), in der die einzelnen ÖSDL in ein detailliertes Schema eingeteilt und codiert werden. Dieses Werk ist die Grundlage für ein standardisiertes, europaweites Monitoring von ÖSDL. Darauf bauen zum Teil die Arbeiten des österreichischen Umweltbundesamtes auf, in denen eine Konzentration auf finale ÖSDL erfolgt, also auf unmittelbar greif- und quantifizierbare Leistungen bis hin zur monetären Bewertung (Schwaiger et al., 2011 und 2015). Diese Konkretisierung erfolgt in vier Stufen, vom Vorhandensein einer Struktur oder eines Prozesses über Kapazität zur Funktion, der eigentlichen ÖSDL bis zum quantifizierten Nutzen, der daraus gezogen wird. Als Leistungen im monetären Sinn kann man hier Erträge oder die Verringerung von Kosten in gleichem Maße verstehen. Die CICES-Klassifikation ist hier der zweiten Stufe zuzuordnen. In dieser Arbeit wurden also anhand der CICES-Klassifikation die potenziell nutzbaren ÖSDL verbal beschrieben und soweit möglich der in den betreffenden Studien ermittelte Nutzen quantitativ oder monetär wiedergegeben.

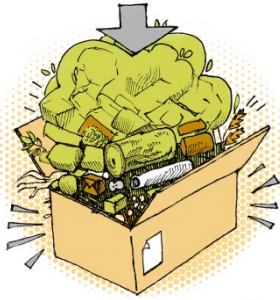
Die Klassifikation der finalen ÖSDL zielt außerdem darauf ab, in weiterer Folge in übergeordneten politischen oder verwaltungsrelevanten Instrumenten verwendbar zu sein, wie der Umweltgesamtrechnung (umweltökonomische Gesamtrechnung in Deutschland) der statistischen Bundesämter. Aus dem CICES Schema wurden nun 33 ÖSDL ausgewählt, die unmittelbar von BSA erbracht werden. Diese sehr detaillierte Aufschlüsselung wurde zu zwölf Kategorien zusammengefasst, die in der Folge behandelt werden (Tab. 1).

Tabelle 1: Auflistung der behandelten ÖSDL und Einteilung in offizielle Schemata. Unterstrichen sind die hier behandelten 12 wichtigsten ÖSDL

Gruppe	Untergruppe	Erklärung	Codes CICES	finale Dienstleistungen (nach Klassifikation Umweltbundesamt)
Bereitstellend	<u>Produktion von Biomasse</u>	Essbare Pflanzen, kultiviert oder wild; Fasern, Material - kultiviert oder wild; Heilkräuter; Wildtiere zur Ernährung	1.1.1.1, 1.1.1.2, 1.1.5.1, 1.1.5.2, 1.1.5.3, 1.1.6.1	G*, W4, W8
	<u>Genetische Ressourcen und Biodiversität</u>	Samen, Sporen, etc zum Populationserhalt; Individuelle Gene	1.2.1.1, 1.2.1.2., 1.2.1.3, 1.2.2.3	V10
Regulierend	<u>Regulieren von Nähr- und Schadstoffkreisläufen</u>	Abbau, Umwandlung, Filtration, Stabilisierung von Schadstoffen; durch Organismen oder physikalische Eigenschaften	2.1.1.1, 2.1.1.2, 5.1.1.3	
	<u>Regulation atmosphärischer Belastungen</u>	Reduktion von Lärm, Geruch, Luftschadstoffen; visuelle Abgrenzung	2.1.2.1, 2.1.2.2, 2.1.2.3	
	Regulation physikalischer und chemischer Bedingungen	<u>Erosionsverminderung, Wasserhaushalt in Qualität und Quantität</u> , Erhalten der Bodenfruchtbarkeit, <u>Kohlenstoffkreislauf</u> , Windschutz, Luftreinhaltung, Mikro- und Mesoklima	2.2.1.1, 2.2.1.3, 2.2.1.4, 2.2.4.2, 2.2.5.1, 2.2.6.1, 2.2.6.2	W1, W3, S2, S3, Wneu,
	Regulation biologischer Bedingungen	<u>Bestäubung, Lebensraum, Schälings- und Krankheitskontrolle</u>	2.2.2.1, 2.2.2.3, 2.2.3.1, 2.2.3.2	W2
Kulturell	<u>Direkte physische Interaktion</u>	Ermöglichen von Aktivitäten zur Förderung von Gesundheit und Wohlergehen	3.1.1.1, 3.1.1.2	G1 - G3, W7
	<u>Direkte psychische Interaktion</u>	Ermöglichen von Intellektuellen Tätigkeiten wie Forschung, Wissensvermittlung, Erhalt von Kulturgut, Landschaftsästhetik	3.1.2.1, 3.1.2.2, 3.1.2.3, 3.1.2.4	G4

2 Ökosystemleistungen

2.1 Produktion von Biomasse



Der ureigene Zweck der Landwirtschaft, nämlich pflanzliche oder tierische Erzeugnisse für den menschlichen Ge- und Verbrauch zu erzeugen, kann als eine ÖSDL bezeichnet werden. Weiters kann zwischen primären und sekundären Dienstleistungen unterschieden werden. Zu den primären Versorgungsleistungen der BSA gehören die Nutzung als Quelle von Nahrungsmitteln wie Obst oder Wildfleisch, für Faser-, Werk- oder Kraftstoffe und die Gewinnung pharmazeutisch einsetzbarer Substanzen (Baudry et al., 2000).

Die Möglichkeiten für eine solche Nutzung von Produkten der BSA sind nahezu unendlich. Eine allgemein gültige Bewertung ist somit nicht möglich, aber das Bedienen von Nischen verspricht gute Vermarktungsmöglichkeiten. Als interessante Beispiele aus der ganzen Welt können genannt werden: Wildfrüchte und Nüsse unter gewinnender Bezeichnung (Weinviertler Strauchweichsel), Wertholz, Handwerksmaterialien, Zucht von Speisepilzen, Weiden-Flechtholz, Heil- und Gewürzpflanzen, Bodenschutz-Honig, aus alldem gefertigte Verarbeitungsprodukte und vieles mehr (Karki, 2015; Ableidinger et al., 2018). Auch der Anbau von schnell wachsenden Gehölzen zur Produktion von Biomasse für die Gewinnung erneuerbarer Energien kann in Betracht gezogen werden (Böhm et al., 2014). Abbildung 3 zeigt eine Kombination aus zwei verschiedenen Bereichen zur zweifachen Holznutzung und zusätzlichem Beerenangebot. Bereits bei der Anlage kann die spätere Nutzung sowie die notwendige Pflege deutlich erleichtert werden, vorteilhaft ist ein Fahrweg in der Mitte der BSA für einfache beidseitige Ernte. Auch die Biomassennutzung soll immer nur auf einer Seite durchgeführt werden, sodass die Schutzwirkung der anderen Seite bestehen bleibt (Deutscher Verband für Landschaftspflege, 2006).



Abbildung 3: Bodenschutzanlage mit mehrfacher Nutzung, Mittelteil Nadelbäume für Wert- und Industrieholz, Randbereiche Hartriegel als Brennstoff und Blütenangebot für Bestäuber (USDA National Agroforestry Center, CC BY)

Sekundäre Dienstleistungen entstehen durch das Beeinflussen der Lebensbedingungen in der Umgebung der BSA und somit der Erträge in den angrenzenden Agrarflächen (Abb. 4). Sie umfassen vor allem Wassernutzung und -verdunstung, direkte und indirekte Auswirkungen auf Nahrungs- und Weidepflanzen, Verbesserung der Tierproduktivität und eine stabilere Einschätzbarkeit der Auswirkungen von Windschutzmaßnahmen auf Pflanzen- oder Tierhaltungssysteme (La Notte et al., 2017). BSA können in Abhängigkeit von den lokal-klimatischen Gegebenheiten als Klimaanpassungsmaßnahme fungieren und somit zu einer höheren Resilienz der landwirtschaftlichen Anbausysteme beitragen (Moreno et al., 2018). Dem entgegen stehen mögliche Nachteile wie Schattenwurf oder Wurzelkonkurrenz, die die Felderträge im Nahbereich der BSA deutlich vermindern können (Van Vooren et al., 2018). Viele Faktoren wie geographische Breite, Auswahl der Feldfrucht, Zusammensetzung der BSA oder die Strategie der ackerbaulichen Bewirtschaftung beeinflussen das Gesamtergebnis stark.

Shively (1998) kam bei einer Versuchsstudie auf einen durch Hecken bedingten Anstieg des Maisertrags um ca. 0,125 t pro Hektar. Verglichen wurden jeweils Ackerflächen mit und ohne Heckengürtel. Zwar gab es aufgrund von Wasser und Nährstoffkonkurrenz Ertragsabnahmen im unmittelbar an die Hecke angrenzenden Bereich aufgrund von Wasser- und Nährstoffkonkurrenz, aber insgesamt erreichte man höhere und auch langfristig stabilere Erträge im gesamten Feld. An der Universität für Bodenkultur Wien wurden regelmäßig die

Auswirkungen von unterschiedlichen Baum- und Strauchhecken auf Bodenwasserhaushalt, Bodenparameter und den Ertrag in angrenzenden Ackerflächen gemessen. Berücksichtigt wurden vor allem die Wuchshöhe und der Abstand zur agrarischen Anbaufläche. Es konnten Ertragssteigerungen gegenüber dem offenen Feld bis zu einer Entfernung von ca. 75 Metern (etwa der 10-fachen Heckenhöhe H) von der Windschutzhecke nachgewiesen werden. Bei Berücksichtigung des durch den Heckengürtel resultierenden Flächenverlustes, konnte noch ein Ertragsplus von 8 % erreicht werden. Bei 10-facher Wirkungsbreite ergibt sich ein dementsprechender Mehrgewinn von 14,60 € pro Hektar (Gerersdorfer et al., 2011).

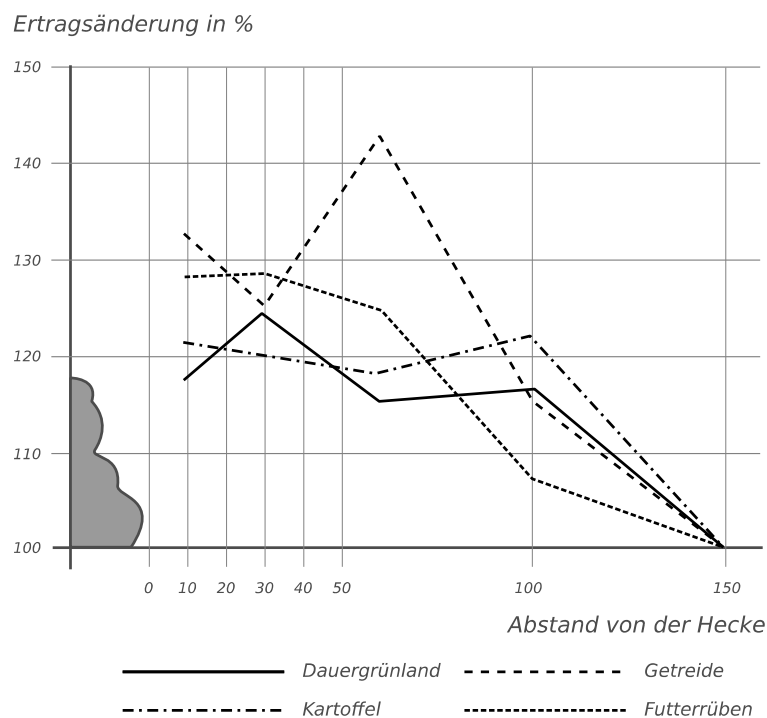


Abbildung 4: Mögliche Auswirkung von BSA auf den Feldertrag (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2005)

Bei weiteren Untersuchungen im Marchfeld konnte eine Ertragssteigerung durch BSA von 9-24 % bis zur 10-fachen Heckenhöhe festgestellt werden. In diesem Bereich erwies sich vor allem Wasser als limitierender Faktor. Wie im internationalen Vergleich variierten die Ergebnisse stark je nach angebaute Frucht (Surböck, 2014). Sonnenblumen zeigten die durchschnittlich höchste Ertragszunahme mit 0,8 t Mehrertrag pro Hektar, was einem Plus von 23,7 % entspricht. Da Sonnenblumen von Insekten bestäubt werden, trägt die Förderung von Bestäubern durch BSA sicher einen wesentlichen Teil zur Höhe dieses Wertes bei (siehe Kapitel Bestäubung). Kein Effekt konnte beim Anbau von Winterroggen festgestellt werden, da das Ertragspotential hier bereits früh in der Entwicklung bestimmt wird, und sich somit der feuchte

Winter als ausschlaggebender Faktor herausstellte. Bei anderen Früchten ist die höhere Winterfeuchte im Windschatten der BSA und die somit längere Verfügbarkeit dieses Wassers in die Vegetationsperiode hinein förderlich (Surböck et al., 2005).

Hochwertige Kulturen profitieren besonders von BSA, beziehungsweise können bestimmte intensive Beeren- oder Gemüsebausysteme nur im Schutz von BSA wirklich gedeihen. Gemüsepflanzen sind oft empfindlich gegenüber starkem Wind und angewehtem Sediment, profitieren bei Anlage an der Sonnenseite der BSA vom Wärmestau und werden von Insekten bestäubt, deren Vorkommen von BSA gefördert wird (Rempel et al., 2017; Ableidinger et al., 2018). Eine Studie mit Erdbeeren zeigte, dass auf Feldern neben vernetzten BSA der Markterlös um ca. 50 % höher war als auf Feldern, die mit Grasstreifen abgegrenzt waren. Der Wertunterschied beruhte vor allem auf größeren Früchten und weniger Ausfall (Castle et al., 2019). In einem Versuchsgarten für Obstbau in Wilhelminadorp (Niederlande) wurde ein günstiger Einfluss von Erlenhecken auf den Stickstoffhaushalt von Apfelbäumen festgestellt. Dies betraf ausschließlich Parzellen mit Grasnarben, die mehrere Jahre lang keine Stickstoffdüngung erhalten hatten und wo die Apfelbäume deutliche Symptome eines Stickstoffmangels zeigten. Bäume in einer Entfernung von höchstens 5 m von der Hecke wiesen einen höheren Stickstoffgehalt in den Blättern auf, außerdem um 37 % höhere Erträge sowie ein ausgedehnteres Wachstum der Triebe (Delver und Post, 1968). Wieder ist dafür die Überschneidung mit einer anderen ÖSDL verantwortlich, nämlich dem Lebensraum für Stickstoff fixierende Bodenorganismen an den Erlenwurzeln.

2.2 Genetische Ressourcen und Biodiversität



Lebensgemeinschaften, die unsere Umwelt besiedeln, können nur durch eine Vielzahl von aufeinander abgestimmten Prozessen und Strukturen dauerhaft überleben. Die Information, die diesem Netzwerk des Lebens zugrunde liegt und die Abläufe bestimmt, ist in den Genen der einzelnen Lebewesen gespeichert. Eine große Vielfalt, und damit eine hohe Diversität, stellt ein großes Reservoir an solcher Information, also an Lösungen für die im Alltag entstehenden Herausforderungen bereit (Deplazes-Zemp, 2018). Zunehmend wird dieses Reservoir wirtschaftlich genutzt und diverse Produktlösungen basieren auf Prozessen, Bio-Chemikalien oder Materialeigenschaften, die in der Natur beobachtet bzw. gewonnen werden können. Überbegriffe für solche Bestrebungen sind Bionik, Bioprospektion oder Biologisierung. Eine negative Steigerungsstufe dessen ist die Biopiraterie, wo natürliche genetische Ressourcen wie zum Beispiel Sorten von Kulturpflanzen patentiert und so der freien Nutzung entzogen werden (Efferth et al., 2016). Auch auf legalem Weg kann also aus dem

Genreservoir wirtschaftlicher Nutzen erzielt werden, der direkt zur Bewertung der Ökosystemdienstleistung herangezogen werden kann. Zahlen dazu liegen jedoch nicht vor. Ungleich größere Bedeutung erlangen die Leistungen der Biodiversität vor dem Hintergrund des rapide voranschreitenden, globalen Artenverlustes. Die Aussterberate von Wirbeltieren ist mittlerweile auf über das 100-fache der Rate angestiegen, die für vor-menschliche Zeitalter errechnet wurde (Ceballos et al., 2015; Díaz et al., 2019). Mit jeder Art geht ein Rad im Getriebe des Ökosystems verloren, und mit ihm ein Stück der Fähigkeit, Ökosystemdienstleistungen zu erbringen. Langfristig wirksame Hotspots der Biodiversität wie BSA können dieser Entwicklung, in beschränktem Ausmaß, entgegen wirken. Ob diese Leistung sinnvollerweise bewertbar ist, ist Gegenstand akademischer Diskussionen (Laurila-Pant et al., 2015), wenn der Artenverlust weiter so rasant beschleunigt wird, kann sie jedoch nicht hoch genug eingeschätzt werden.

Die Agrobiodiversität gewinnt sowohl als Ressource im internationalen Innovationswettbewerb, als auch für die Sicherung der Nahrungsmittelerzeugung zunehmend an Bedeutung. Dies verlangt vor allem in den Bereichen Agrarpolitik und Umweltschutz eine dementsprechende Auseinandersetzung mit der Erhaltung der Biodiversität im landwirtschaftlichen Kontext (Ahtiainen und Pouta, 2011). Die österreichischen Bäuerinnen und Bauern, aber auch der großbetriebliche agrarwirtschaftliche Sektor, agieren innerhalb bestimmter gesellschaftlicher, wissenschaftlicher, ökonomischer, ökologischer und biotechnologischer Rahmenbedingungen. Die globale, europäische und nationale Agrarpolitik beeinflusst diese Rahmenbedingungen und damit ganz wesentlich die Entscheidungen über Art und Umfang genutzter genetischer Vielfalt in Züchtung und landwirtschaftlicher Erzeugung.

Erhaltung, Erforschung und Weiterentwicklung genetischer Ressourcen sowie der Schutz genetischer Vielfalt in naturbelassenen Ökosystemen gelingen umso besser, je stärker unterschiedlichste Pflanzen- und Tierarten in der Agrarlandschaft eingesetzt oder gefördert werden (Feindt, 2008). Um dem Verlust an genetischer Vielfalt, Anpassungsfähigkeit und Resilienz der Kulturpflanzen unter verschiedenen Vegetationsbedingungen entgegen zu wirken, bietet sich die Etablierung genetischer Ressourcen ursprünglicher Landsorten von Hecken und anderen BSA zur Energiepflanzennutzung an (Scheffer, 2002). Diese können bei Ganzpflanzenverwertung höhere Erträge erzielen als gängige moderne Sorten (von Buttlar, 1996).

Die Europäische Union hat ihre Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) seit 1992 umfassend reformiert und damit auch die Rahmenbedingungen für die Nutzung und Erhaltung genetischer Ressourcen deutlich verändert. Schrittweise wurden Ansätze zur Erhaltung der Biodiversität verstärkt und gegenläufige Marktanreize gestrichen (Feindt, 2008). Mittlerweile

gibt es von EU und vielen Staaten, auch Österreich, dezidierte Biodiversitätsziele und -strategien, die Inhalte aus verschiedenen Bereichen, wie der Gesetzgebung zu Naturschutz und Landwirtschaft, zum Wohle der Biodiversität vereinen, jedoch keine bindenden Vorgaben enthalten (Europäische Union, 2011; BMLFUW, 2014).

Das 2010 von den UN verabschiedete Nagoya-Protokoll (NP) dient der Umsetzung des dritten Ziels der *Convention on Biological Diversity* welches sich mit der gerechten Aufteilung der Nutzung genetischer Ressourcen und ihrer Vorteile befasst (Kariyawasam und Tsai, 2018). Das Übereinkommen setzte 1992 drei Ziele fest, die neben nachhaltiger Nutzung biologischer Rohstoffe vor allem auch die Erhaltung der biologischen Vielfalt inkludierten. Als Nutzung wird laut Artikel 2 des NP im Besonderen „die Durchführung von Forschung und Entwicklung an der genetischen und/oder biochemischen Zusammensetzung genetischen Materials“ definiert. Baum- und Straucharten werden im NP gegenüber pflanzengenetischer Ressourcen mit dem Unterschied der Nutzungsform (Forstwirtschaft versus Landwirtschaft) differenziert bewertet. Deren genetische Basis ist vor allem aufgrund ihrer Nutzung als Rohstofflieferant (Schnittholz, Holzwerkstoffe, Zellstoff und Papier) und als Energielieferant (Biomasse) relevant. Zudem wird ein gewisser Anteil der Früchte von Forstpflanzen auch für die Ernährung des Menschen (u.a. Beeren, Nüsse, Esskastanien, Mispeln) und als Tierfutter (u.a. Eicheln, Kastanien, Bucheckern, Laub) genutzt. Die forstgenetischen Ressourcen werden daher zu großen Teilen in die Kategorie der Deckung menschlicher Grundbedürfnisse miteinbezogen (Begemann et al., 2012).

Rechtliche Auflagen sowie Patentierung und Verwendung, sollen auf EU-Ebene vereinheitlicht, nach Nutzungsformen unterschieden und auch auf ökosystemrelevante Faktoren wie Mikroorganismen und Invertebraten (Wirbellose) eingegangen werden (Deplazes-Zemp, 2019). Angestrebt wird die Schaffung globaler Netzwerke von nationalen und regionalen Genbanken (Abb. 5), um den Zugang für die Gesamtheit zu erleichtern und finanzielle Vorteile gegenüber Ländern des globalen Südens auszuschließen (Brandão und Paludo, 2013; Pautasso et al., 2013; Avilés-Polcano et al., 2019). Eine nicht-monetäre Forschungszusammenarbeit würde zudem eine freie Weiternutzung der Züchtungsprodukte unterstützen.



Abbildung 5: Samenarchiv des Vereins Arche Noah, Österreich, in dem etwa 6 000 Sorten und Arten von Kulturpflanzen erhalten werden, die für verschiedenste Lebensbedingungen in Österreich adaptiert sind (Bildrechte: Arche Noah, Verwendung autorisiert)

2.3 Regulierung von Nähr- und Schadstoffkreisläufen



Die Auswaschung von Stoffen wie Dünger und Pestiziden aus dem Boden oder im oberflächlichen Abfluss ist ein dringendes Umweltproblem und verursacht Grundwasserverschmutzung, Eutrophierung oligotropher Lebensräume und damit die Ausrottung von Lebewesen, die an diesen Nährstoffmangel angepasst sind und vieles mehr (Umweltbundesamt, 2011). In Österreich sind etwa 10 % der Grundwassermessstellen als gefährdet für Nitratverunreinigungen eingestuft und etwa 2 % als gefährdet durch Pestizide (Abb.6; BMNT, 2019). BSA fungieren als physikalische Barriere für den horizontalen, sowie den Hangwasserfluss. So werden auch die darin gelösten Schadstoffe wie Nitrat (Abb. 7), sowie das mit dem Wasserfluss transportierte Sediment zurückgehalten, einschließlich der im Sediment enthaltenen Nähr- und Schadstoffe (Borin et al., 2010).

Landwirtschaftlicher Düngerüberschuss gilt als die Hauptursache für die Grundwasserbelastung durch Nitrat (Bonton et al., 2012; Howden et al., 2011; Koh et al., 2010). BSA können der Auswaschung entgegenwirken, indem sie den im Boden leicht beweglichen Nitratstickstoff durch ihre Wurzeln aufnehmen. Neben der Wurzelaufnahme, die etwa zwei Drittel der N-Reduktion ausmacht und hauptsächlich während der Wachstumsperiode auftritt, spielen Sekundäreffekte wie Denitrifikation aufgrund von erhöhtem organischem Kohlenstoff und heterogenen Redoxbedingungen in der Wurzelzone eine große Rolle (Thomas und Abbot, 2018). Vor allem in den Wintermonaten, während der Ruhephase, werden durch diese Sekundäreffekte bedeutende Stoffmengen umgesetzt (Grimaldi et al., 2012). Van Vooren et al. (2017) analysierten in einer Metastudie umfangreiche Ergebnisse zum Rückhalt von N. Oberirdisch wurden im Schnitt 69 % der Stickstoffmenge abgefangen. Je breiter die BSA, desto effektiver wirkte sie (42 % bei 2 Metern Breite; 72 % bei 5 Metern Breite). Im oberflächennahen Bodenwasserfluss wurden im Schnitt 34 % des N rückgehalten, wobei in zwei analysierten Studien auch eine Abgabe von N ins Bodenwasser beobachtet worden war. Die Aufnahmemengen von BSA reichen allein nicht, um allen überschüssigen Stickstoff auf stark gedüngten Flächen aufzunehmen. Thomas und Abbot (2018) sprechen von einer 1- bis 10%-igen Verringerung des Jahresabflusses durch BSA. Dennoch tragen sie zu einer erheblichen Beschleunigung der Wiederherstellung der Grundwasserqualität bei, wenn auch andere Maßnahmen, wie eine Verringerung des ausgebrachten Düngers, parallel getroffen werden.

Alam et al. (2014) versuchten, die durch Einbringen von Baumreihen in Ackerflächen verhinderten Auswaschungsverluste zu monetarisieren. Bei einem angenommenen Wert für die verringerte N-Auswaschung von 11 kg pro Hektar und Jahr (Thevathasan, 1998) – was einer Abfangrate von etwa 50 % entspricht – und den entstehenden Kosten für die Entfernung von überschüssigem N in Abwasserreinigungsanlagen von 8,5 USD (7,67 €, Kurs Dezember 2019) pro kg (Olewiler, 2004) beträgt der ökonomische Wert einer BSA für die N-Regulierung 93,5 USD (84,4 €) pro Hektar und Jahr.

Nach Stickstoff ist Phosphor (P) (bzw. die von Pflanzen aufnehmbare Form Phosphat) der weltweit mengenmäßig wichtigste Düngerbestandteil mit über 40 Mio. Tonnen ausgebrachtem Phosphat im Jahr (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 2013). Da rund 85 % der durch Düngemittel ausgebrachten Phosphate im ersten Jahr nicht von den Pflanzen aufgenommen werden, wird dieser Teil im Boden gespeichert und, sofern nicht ausgewaschen oder oberflächlich abgespült, zu einem späteren Zeitpunkt aufgenommen (Schnug et al. 2003). In vielen Studien wurde der Rückhalt durch BSA analysiert. Borin et al. (2010) beispielsweise beschreibt eine Verringerung der Konzentration gelösten Phosphors durch das Passieren der BSA von nahezu 100 % bei einer BSA-Breite von 6 Metern. Eine bereits an der Grenze des Ackers signifikante Reduktion von P wurde so interpretiert, dass

mehrfährige Pflanzen, insbesondere Bäume, ihre Wurzelsysteme auch in den Acker hinein entwickeln und somit die Einflusszone der BSA über ihre einfache Breite hinausgeht. Van Vooren et al. (2017) berichten von einer durchschnittlichen Abfangrate von 67 %. Die Zahl bezieht sich auf das Verhältnis des P-Zuflusses in die BSA zum P-Abfluss aus der BSA, wobei die Analysen auf Oberflächenabfluss beschränkt wurden. Entscheidend für das Ausmaß der Retention waren das Vegetationsmanagement und die Entfernung von verrottendem Pflanzenmaterial. Denn im Gegensatz zu N kann P nicht durch Abgabe an die Atmosphäre verloren gehen, sondern akkumuliert sich in der Pflanze oder im Boden. Nach einer vollständigen Sättigung in der Pflanze kann P in der Ruhephase infolge von Zersetzung der abgefallenen Blätter ausgewaschen und somit wieder freigesetzt werden (Stutter et al., 2012).

Um P in Böden effektiv zu reduzieren, weisen andere Studien (neben der bereits genannten BSA-Breite, dem Vegetationsmanagement und dem Abtragen von Pflanzenmaterial) auch auf die Wichtigkeit der Position und Orientierung der Hecke zum Hang hin. Beispielsweise reduzieren BSA am effektivsten die laterale Bewegung von Oberflächen- und Untergrundwasser, wenn sie im rechten Winkel zur Falllinie verlaufen und in hoher Dichte gepflanzt sind (Benhamou et al., 2013).

Auch für P berechneten Alam et al. (2014) die Kosten der Auswaschungsverluste. Bei einem angenommenen Wert von 7,5 Kilogramm rückgehaltenem P pro Hektar und Jahr - in Anlehnung an den N-Wert wurde auch hier von etwa 50 % Abfangrate ausgegangen - und den entstehenden Kosten für die Entfernung von überschüssigem P in Abfallbehandlungsanlagen von 61,2 USD (55 €) pro Kilogramm (Olewiler, 2004) beträgt der ökonomische Wert einer BSA für die P Retention 459 USD (414 €) pro Hektar und Jahr.

Wie bei den Düngemitteln, besteht auch bei Pestiziden die Gefahr der Auswaschung. Abhängig von den chemischen Eigenschaften der Wirkstoffe können durch BSA 55 % bis 95 % der Pestizidmengen abgefangen werden (Borin et al., 2010). Dies geschieht durch verschiedene Prozesse, wie die Aufnahme der Stoffe von Pflanzen in der BSA (Paterson und Schnorr, 1992 nach Borin et al., 2010), dem verstärkten Abbau (Staddon et al., 2001 nach Borin et al., 2010) sowie der Absorption in der organischen Substanz des Bodens (Otto et al., 2008).

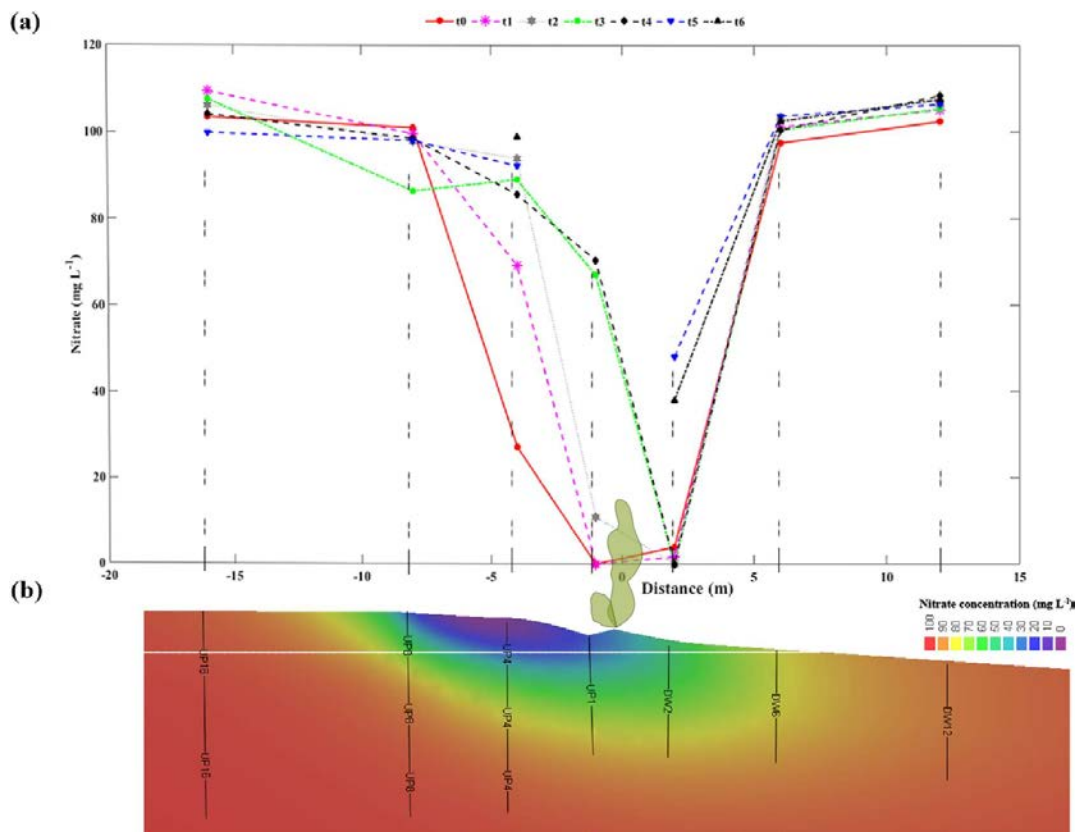


Abbildung 6: Verlauf des Nitratgehaltes in der stark belasteten Umgebung einer BSA. (a) aus Messungen in Grundwasserstandrohren, unterschiedliche Linien wurden an den auf den Pumpversuch folgenden Tagen gemessen, (b) aus entsprechender Simulation (verändert aus Thomas und Abbot, 2018)

2.4 Regulierung atmosphärischer Belastungen



Über die Atmosphäre wirken diverse gesundheits-schädliche oder störende Einflüsse auf Mensch, Tier und Pflanze. Luftschadstoffe wie vor allem Feinstaub, störende Gerüche und Lärm führen zu schwerwiegenden körperlichen und psychischen Beeinträchtigungen und können sich in einförmigen Landschaften weit ausbreiten. BSA können durch ihre Retentionswirkung hier sehr wirksam die Gesundheit schützen.

Untersuchungen zur Wirkung von Hecken auf die Schadstoffgehalte in der Luft brachten grundsätzlich positive Ergebnisse. Die allermeisten Studien zu diesem Thema wurden im Stadt- oder Siedlungsgebiet durchgeführt und es zeigte sich eine große Abhängigkeit der Effekte von der Heckengeometrie. Poröse Hecken filtern und bremsen den Luftstrom effektiv während dichtere Hecken oder höhere, dachartige Elemente stellenweise einen zu starken Rückhalt (vertikal oder horizontal) darstellen und so durch Rückstau und Verhinderung des Luftaustausches sogar kleinräumige Verschlechterungen der Luftqualität im Vergleich zum Umfeld bewirken können (Abhijith et al., 2017). Eine Simulationsstudie zur Frage, welche Heckengeometrie zur Reduktion von Feinstaub am effektivsten ist, zeigte, dass die Tiefe der Hecke der relevanteste Parameter ist und höheren Einfluss auf das Ergebnis hat als Höhe oder Dichte (Ma et al., 2019). Letztere Faktoren hatten jedoch größere Auswirkung auf die Reduktion der Windgeschwindigkeit.

In der Landwirtschaft stellt vor allem die Verfrachtung von Agrochemikalien in der Luft ein Problem dar. Da in Österreich auf relativ kleinem Raum biologisch und konventionell bewirtschaftete Flächen eng nebeneinander liegen, besteht ein hohes Risiko für Verunreinigungen der hochwertigen biologischen Erntegüter. Eine zielgenaue Ausbringung wäre hier unabdingbar, um die gewünschte Dosierung und Wirkung sicher zu stellen und Schäden an wertvollen Pflanzen, Tieren oder Wasserressourcen zu verhindern. Doch auch Streifen aus höheren Gewächsen, also BSA oder einige Reihen Mais zwischen Getreideflächen minimieren die Verfrachtung von Chemikalien nahezu gänzlich (Felsot et al., 2010; Vieira et al., 2018). Ähnliches gilt für die Ausbreitung von Flugsamen unerwünschter Beikräuter. Häufig wird befürchtet, dass solche Samen sich aus den BSA in die angrenzenden Felder ausbreiten. In Experimenten wurde jedoch das Gegenteil festgestellt, die Samen werden durch die BSA aufgefangen und die Ausbreitung eingedämmt (Deutscher Verband für Landschaftspflege, 2006).

Die Vegetation beeinflusst, neben der bekannten Photosynthese, auch sonst aktiv die Atmosphäre. Die meisten Holzpflanzen sowie mehrjährige Kulturen wie *Miscanthus*

(Chinaschilf) stoßen mehr biogene flüchtige Kohlenwasserstoffe (biogenic volatile organic compounds, BVOC) aus, als einjährige. Die Rolle dieser Stoffe ist noch nicht vollständig geklärt. Grundsätzlich sind sie pflanzliche Stoffwechselprodukte und Botenstoffe, die vielfältige Wirkungen auf andere Organismen in ihrem Umfeld haben können. Zum Beispiel reagieren Bäume auf Schädlingsbefall mit erhöhtem BVOC-Ausstoß, womit offensichtlich weitere Schädlinge vergrämt werden sollen. Sie dienen auch als Reaktionspartner beim Abbau von schädlichen Stickoxiden und als Kondensationskerne für Niederschlag. Andererseits erhöhen sie die bodennahe Konzentration von Ozon und Feinstaubpartikeln kleiner als $2,5 \mu\text{m}$ (Grote, 2010; Massad et al., 2019).

2.5 Erosionsschutz



BSA können der Erosion von Boden entgegenwirken, indem sie zum einen die erosionswirksamen Kräfte abmindern und zum anderen den Transport von bereits erodierten Bodenpartikeln unterbrechen. Wasser und Wind sind die treibenden Faktoren der Bodenerosion. Die Windgeschwindigkeit nimmt mit zunehmender Wirkungslänge zu, damit erhöhen sich die Scherkräfte und es werden immer mehr Bodenpartikel aufgewirbelt. Abhängig von der Größe der bewegten Bodenpartikel spricht man hier von Suspension, Saltation oder Kriechen der Bodenpartikel. Die Saltation ist dabei der wichtigste Prozess, der etwa 50 - 80% der Gesamtmenge an Bodenverlust bewirken kann. Darunter versteht man den relativ kurzen Transport von Partikeln (hüpfen) und den folgenden Aufprall auf dem Boden, wodurch viel mehr Boden destabilisiert wird. Es entsteht so ein Lawineneffekt und der Bodenverlust verstärkt sich überproportional mit der freien Feldlänge (Funk und Reuter, 2006). Zweckmäßig angeordnete BSA können diesem Lawineneffekt sehr effizient entgegen wirken (Abbildung 7).

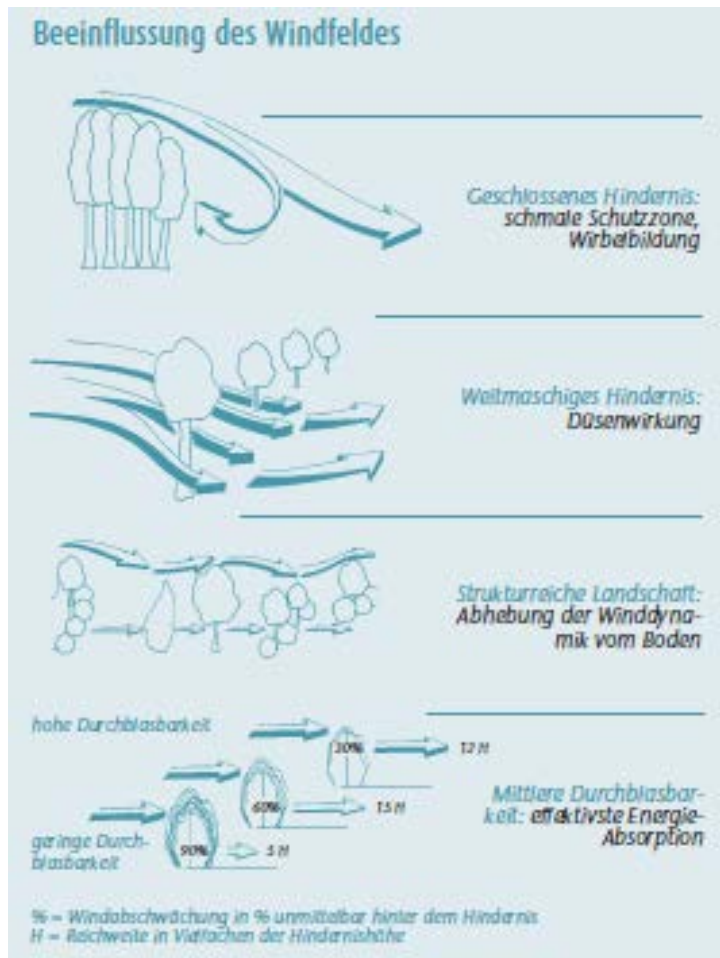


Abbildung 7: Beeinflussung des Windfeldes durch verschiedene Formen von Landschaftselementen (aus Deutscher Verband für Landschaftspflege, 2006)

Der Abfluss von Wasser an der Bodenoberfläche und das darin erodierte Sediment wirken ähnlich. Die Erosion verstärkt sich ebenso überproportional mit der Fließlänge. Wird die Wirkungslänge von Wind und Wasser jedoch unterbrochen, sinken die Transportgeschwindigkeiten und damit die Scher- und Transportkräfte und der erodierte Boden sedimentiert. Auf der anderen Seite eines Hindernisses so wieder BSA, ist die Geschwindigkeit von Wind oder Wasser wieder sehr gering. Eine Metastudie bezifferte diesen Effekt auf etwa 90 % des transportierten Bodens, der von der BSA zurückgehalten wird (van Vooren et al., 2017). Torralba et al. (2016) analysierten ÖSDL in verschiedenen europäischen Formen von Agroforstwirtschaft, unter anderem Heckenlandschaften und errechneten die Stärke des Effekts auf die ÖSDL, der durch die Änderung der Landschaftsstruktur erzielbar war. Als wesentliches Ergebnis fanden sie, dass die Hecken am effektivsten bei der Verminderung von Erosion wirken.

Eine Reihe von Studien untersuchten die Mengen an Bodenmaterial, die durch Erosionsprozesse verlagert werden, und wie Hecken die Bilanz verändern. Die Größe der Untersuchungsgebiete reichte von mehreren Feldern bis hin zu größeren Regionen. Meist werden Simulationsrechnungen mit mehr oder weniger umfangreicher Validierung durchgeführt.

Frank et al. (2014) simulierten die Auswirkungen verschiedener Erosionsschutzmaßnahmen auf ÖSDL in Sachsen. Eine Maßnahme war das Einbringen von Hecken zur Verkürzung der effektiven Hanglänge. Dabei verringerte sich der potenzielle Bodenabtrag durch Wasser auf der gesamten Fläche um 33 %. Im Vergleich von sechs verschiedenen Bodenschutzmaßnahmen (zusätzlich: Direktsaat, verschiedene Varianten von Begrünung der Fließwege) verbessern Hecken quer zum Hang sowie Kurzumtriebsflächen in relativen Geländesenken (potenzielle Fließwege) das Potenzial von sieben untersuchten ÖSDL am effektivsten.

Über längere Zeiträume kann sich oberhalb von BSA in geneigtem Gelände Oberboden in der Höhe von mehreren Dezimetern ansammeln. Dieser Effekt ist in Abhängigkeit von der Hangneigung bis zu etwa 30 Meter hangaufwärts messbar (Walter et al., 2003; Follain et al., 2006 und 2009, Salvador-Blanes et al., 2006). Die größten Sedimentationsraten entstehen, wenn sich die BSA im rechten Winkel zur Falllinie befindet. Viele solcher BSA finden sich im atlantischen Nordwesten Frankreichs, vor allem in der Bretagne und Normandie, und auch die meisten Studien behandeln diese Regionen. Dort herrscht die sogenannte „*Bocage*“ vor, eine Landschaftsform, die seit Jahrhunderten von Hecken dominiert wird. Im Gegenteil dazu sind die BSA in Österreich häufig in Falllinie ausgerichtet. Der Blick nach Frankreich zeigt also das große Potential zum Rückhalt von fruchtbarem Boden bei entsprechender Anlage der BSA. Auch in flachem Gelände können die durch Wind verfrachteten Bodenmengen landschaftsbildende Ausmaße annehmen (Lackóová und Kozlovsky Dufková, 2016), Abbildung 8.

Die bremsende Wirkung auf den Wind hängt stark von der Dichte und Breite der BSA sowie der Windrichtung ab. Weht der Wind rechtwinkelig zur BSA, wird die Länge, über die auf der Leeseite die Geschwindigkeit merkbar reduziert ist, mit der 12- bis 35-fachen Höhe der BSA angegeben (Pollard et al., 1974; Funk und Reuter, 2006; Wolton et al., 2014; Vacek et al., 2018). Das Ausmaß der maximalen Geschwindigkeitsreduktion ist ebenfalls sehr variabel und bewegt sich im Bereich zwischen 20 und 90 %, hauptsächlich in Abhängigkeit von der Porosität (Vacek et al., 2018; Wu et al., 2018). Auch bei paralleler Anströmung konnte eine Geschwindigkeitsreduktion von 15 bis 20 % gemessen werden (Campi et al., 2009).



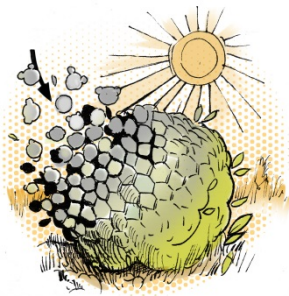
Abbildung 8: Geländeänderung durch Winderosion an BSA auf einem sandigen Standort in der Slowakei (Lackóová und Kozlovsky Dufková, 2016)

Bei der ökonomischen Bewertung dieser ÖSDL können Ansätze von unterschiedlicher Komplexität herangezogen werden. Beispielsweise ist der Preis für den Ersatz des verlorenen Bodenmaterials einigermaßen gut bezifferbar. Ein Kubikmeter humusreiches Material (ähnlich A-Horizont) wird gewerblich um 36 € verkauft (Bestpreis aus Internetrecherche), die durchschnittliche potenzielle Erosionsrate (ermittelt durch Modellrechnungen) auf erosionsanfälligen Flächen in der EU beträgt zwischen 2,3 und 4,6 Tonnen pro Hektar und Jahr (Panagos et al., 2014; Borrelli et al, 2018). Bei einer angenommenen Lagerungsdichte von 1,2 Tonnen pro Kubikmeter betragen die durchschnittlichen Kosten also 69 bis 138 € pro Hektar und Jahr.

Eine weitergehende Berechnung, in der verschiedene Bewertungsansätze kombiniert wurden, ergab volkswirtschaftliche Kosten von 29 Mio. € pro Jahr, beziehungsweise einen Verlust der Bodenfruchtbarkeit mit einer Rate von 0,9 % pro Jahr (Panagos et al., 2018). Bei dieser Studie wurden zudem nur Flächen einbezogen, die eine hohe potenzielle Erosionsrate aufweisen, das heißt mehr als 11 Tonnen Bodenverlust pro Hektar und Jahr. Außerdem sind das Risiko oder

die Kosten für Schäden an Infrastruktur oder auch Personen in diesen Ansätzen nicht enthalten. So werden jährlich große Summen für Instandsetzungsarbeiten nach Bodenabschwemmung oder Hochwässern ausgegeben. Die Höhe der durch „Offsite“ Effekte der Bodenerosion verursachten Schäden ist schwierig abzuschätzen, wird aber von Crosson (2002) als wesentlich höher (Faktor 1:10) im Vergleich zu den „On-site“ Schäden geschätzt, die direkt auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen stattfinden. Trauriger Höhepunkt der jüngeren Vergangenheit war eine Massenkarambolage mit 40 Fahrzeugen in Deutschland im Jahr 2011, der durch Winderosion ausgelöst wurde. Der Großteil der aufgezählten Kosten könnte durch ein Netz von BSA in adäquater Dichte vermieden werden, sie geben somit direkt den Rahmen für den Wert der ÖSDL wieder.

2.6 Kohlenstoffsequestrierung und Speicherung



Kohlenstoffdioxid (CO_2) ist ein Treibhausgas und trägt in großem Maße zum Klimawandel bei. Die Speicherung und somit Immobilisierung von Kohlenstoff (C) dient daher der Regulation des Klimas (Alam et al., 2014). BSA nehmen C hauptsächlich aus der Atmosphäre auf und speichern ihn ober- sowie unterirdisch. Die oberirdische Biomassespeicherung hängt von der Breite und Höhe der BSA ab – je mehr Biomasse, desto mehr C-Speicherung ist möglich. Die Zahlen variieren von 32,2 Tonnen C pro Hektar (frisch geschnitten auf 1,9 Meter Höhe) bis 42 Tonnen C pro Hektar (ungeschnittene Hecke mit 3,5 m Höhe). Die Artenzusammensetzung der BSA spielt hierbei so gut wie keine Rolle. Durch die Dichte des Geästs speichert eine BSA pro Flächeneinheit mehr C als andere Gehölze und nutzt damit ihren Platz sehr effizient (Axe et al., 2017).

Die unterirdische Speicherung umfasst beinahe 50 % der gesamten C-Speicherung: Wurzeln: 35,8 Tonnen C pro Hektar; unterirdisches Totholz: 2,4 Tonnen C pro Hektar (Axe et al., 2017). Zur Abgrenzung von C-Gehalten aus anorganischen Verbindungen wird dieser Anteil als organischer Kohlenstoff (C_{org}) bezeichnet. Unter natürlichen Bedingungen ist der Gehalt an C_{org} des Bodens langfristig konstant - die Zersetzungsrate entspricht der Zufuhr von Pflanzen. Die Landwirtschaft stört dieses Gleichgewicht jedoch, indem sie die Menge an C, die in den Boden zurückgeführt wird, durch Ernten, Abfuhr der Ernterückstände und bodenaufbrechende Bearbeitungsverfahren verringert. Diese Störung erhöht die Zersetzungsrate von organischer Bodensubstanz, was zu einer erhöhten Freisetzung von Kohlendioxid und einer Abnahme des C_{org} führt. Unter BSA kann jedoch ein langfristiger Aufbau des C_{org} -Vorrates erreicht werden wie in Abbildung 9 dargestellt (Dhillon und Van Rees,

2017) In einer Studie von Monokrousos et al. (2006) wurde unter BSA ein fast doppelt so hoher C_{org} -Gehalt (2,8 %) gemessen als auf dem angrenzenden Spargelfeld (1,5 %).

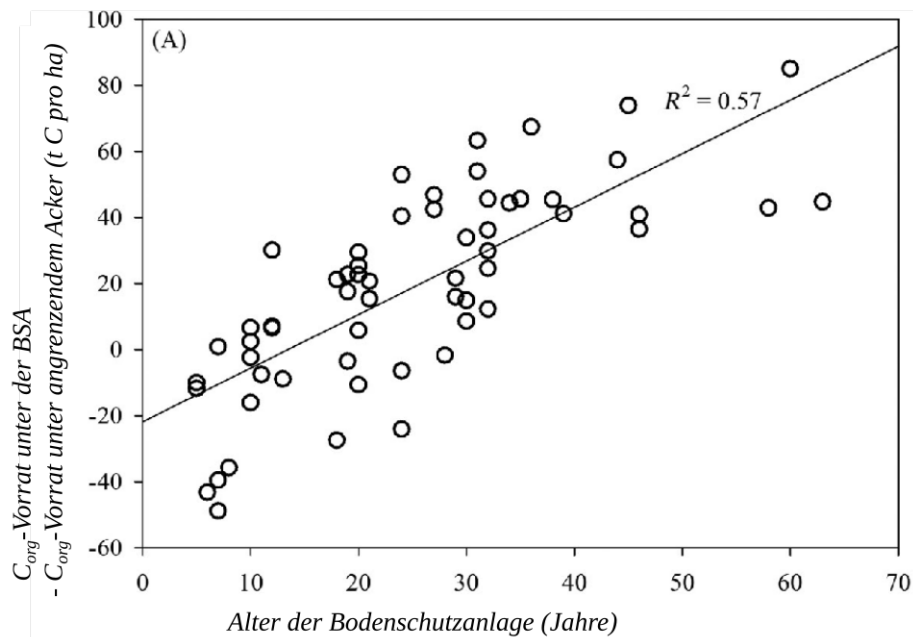


Abbildung 9: Unterschied zwischen gesamtem C_{org} -Gehalt im Boden unter BSA und im angrenzenden Feld im Verhältnis zum Alter der BSA (aus Dhillon und Van Rees, 2017)

Van Vooren et al. (2017) beschreiben in einer Metastudie, dass der Kohlenstoffvorrat im Boden unter der BSA um rund 22 % und in der angrenzenden Parzelle neben der BSA um durchschnittlich 6 % höher ist als in einer vergleichbaren Fläche ohne BSA. Je größer der D/H-Wert, desto geringer der C_{org} -Gehalt. Dabei bezeichnet D die Distanz zur Hecke und H die Höhe der Hecke. Bei einem D/H Wert von 0,5 (z.B. 5 m entfernt von einer 10 Meter hohen Hecke) liegt der relative Kohlenstoffvorrat bei 114 % verglichen mit einer baumfreien Landschaft. Ab einem D/H-Wert von 4,3 (z.B. 43 Meter entfernt von einer 10 Meter hohen Hecke) kommt es im Durchschnitt zu keiner zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung mehr. Weder Typ oder Alter der BSA noch die Stichprobentiefe üben einen signifikanten Einfluss auf das Ergebnis der Analyse aus. Die fehlende Auswirkung auf die Probentiefe lässt sich jedoch auf den begrenzten Bereich der in der Analyse berücksichtigten Tiefen zurückzuführen. Weitere Studien zeigten, dass unter BSA vor allem in Schichten tiefer als ca. 40 Zentimeter mehr C eingelagert wird als in Acker- oder Grünlandflächen (Chendev et al., 2015; Khaleel et al., 2019).

Brandle et al. (1992) untersuchten die Verwendung von Windschutzhecken als Mittel zur Reduktion der atmosphärischen CO_2 Konzentration. Sie identifizierten nicht nur die direkte Kohlenstoffbindung im Bewuchs selbst, sondern quantifizierten auch den indirekten Nutzen

durch das landwirtschaftliche Produkt, den Schutz für Nutztiere und andere Pflanzen und die dadurch bedingten Energieeinsparungen. Laut Schätzungen würde das Anlegen von Windschutzanlagen in einem Ausmaß von insgesamt 1,96 Mio. Hektar in den mittleren USA zur Fixierung von 22,2 Mio. Tonnen Kohlenstoff führen. Zudem bewirkt die Einsparung landwirtschaftlicher Anbaufläche eine Verminderung des Dieserverbrauchs bei der Bewirtschaftung um 1240 Mio. Liter sowie der verminderte Düngemiteleinsetz eine Erdgaseinsparung von 5,4 Mrd. Kubikmeter. Ausgehend von 50 Jahren dauerhafter Bepflanzung durch Windschutzhecken kann von einer Emissionsreduktion um 291 Mio. Tonnen CO₂ ausgegangen werden.

Eine weitere Studie von Kort und Turnock (1996) untermauerte diese Ergebnisse durch die Messung der Kohlenstoffspeicherkapazität von insgesamt 12 Windschutzheckenarten auf 11 verschiedenen Standorten. Basierend auf deren Ergebnissen lässt sich eine Bindungskapazität von bis zu 0,4 Mio. Tonnen Kohlenstoff durch die Anlage von sechs Mio. Bäumen und Sträuchern in dem untersuchten Gebiet errechnen. Aus diesen Zahlen lässt sich das große Potential erahnen, das eine Förderung von BSA birgt, um das Ziel der 4 per 1000 Initiative zu erreichen (Minasny et al., 2017). In dieser Initiative wurde errechnet, dass ein Anstieg des C-Gesamtbestandes im Boden von 4 Promille pro Jahr ausreichen würde, um den derzeitigen Anstieg der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre auszugleichen.

Um die Gesamtleistung der C-Speicherung einer BSA zu berechnen, wird die „Netto-Kohlenstoffspeicherung“ herangezogen. Diese setzt sich aus oberirdischer plus unterirdischer C-Sequestrierung minus aller Verluste (wie Atmung) zusammen. Im Schnitt speichert eine BSA in ihrer Biomasse etwa 2,26 Tonnen C pro Hektar und Jahr. Diese Menge an C repräsentiert die Immobilisierung von 8,3 Tonnen CO₂ pro Hektar und Jahr (eine Tonne C entspricht 3,67 Tonnen CO₂) (Alam et al., 2014). Für eine Monetarisierung dieser Zahlen können die durchschnittlichen sozialen Kosten von CO₂-Emissionen herangezogen werden. Diese belaufen sich nach Yohe et al. (2007) auf 43 USD (39 €) pro freigesetzter Tonne C. Das entspricht 356,9 USD (320 €) pro Hektar und Jahr (Alam et al., 2014).

2.7 Lebensraum



Viele Tiere sind auf lineare Strukturen angewiesen oder benötigen großen Strukturreichtum, der in der heutigen Agrarlandschaft nur noch selten zu finden ist. Zwölfer (1982) untergliedert die ökologischen Funktionen einer BSA in trophische und Struktur-funktionen.

Trophische Funktionen sind beispielsweise die Nutzung von Blütennektar, Pollen und Honigtau (Insekten), Nutzung von Früchten (Vögel, Kleinsäuger) oder die Bildung eines Nahrungsreservoirs für Arthropoden (Gliederfüßer), insbesondere während Engpasssituationen. Dass viele der Sträucher, die in BSA wachsen, zur Familie der Rosengewächse (Rosaceae) gehören, ist für viele Fruchtfresser von großer Bedeutung. Die große Anzahl an Pflanzenfressern lockt wiederum räuberische Insekten, Vögel und Raubschmarotzer (z.B. Schlupfwespen) an. Nach Zwölfer (1982) gibt es in Mitteleuropa „keine andere Landvegetationsform, die auf kleinstem Raum ein derart reichhaltiges Sortiment an Nahrungsressourcen wie die Hecken anbietet.“ In Südwest-England wurden bei Zählungen innerhalb von zwei Jahren an einer einzigen BSA über 2.000 Arten an Pflanzen, Tieren und Pilzen gefunden (Wolton, 2015).

Die Strukturfunktionen ergeben sich aus der charakteristischen Wuchsform einer BSA. Die deutlich hervorragenden Vegetationsstrukturen schaffen eigene Mikroklimata mit veränderten Temperaturen und Luftfeuchtigkeit sowie weniger Wind. Die Heckenflanken unterscheiden sich in ihrem Mikroklima je nach Exposition (nach Norden/Süden). Dieses Mosaik erlaubt einerseits Lebensvoraussetzungen für viele unterschiedliche Arten. Andererseits werden oft alle unterschiedlichen Lebensansprüche einer einzigen Art erfüllt (Zwölfer, 1982; Glück und Kreisel, 1986). In Abbildung 11 ist eine Hecke mit verschiedenen Funktionen für die Fauna dargestellt. BSA bieten sowohl Unterschlupf, Brutmöglichkeiten, Schlafplätze und Singwarten für Vögel, als auch Refugien im Falle von Störungen im Umland. Glück und Kreisel (1986) untersuchten den Einfluss der Mahd einer Heuwiese auf Zweiflügler wie Fliegen und Mücken. Vor der Mahd wurden der Heckensaum und die umgebende Wiese etwa gleich häufig besiedelt. Nach der Mahd erhöhten sich die Individuenzahlen im Heckensaum schlagartig, in der Wiese gingen die Zahlen stark zurück. Mit dem neuerlichen Aufwachsen der Vegetation glichen sich die Verhältnisse wieder aus. Durch die Zerstückelung der Wälder haben viele Populationen Probleme zu wandern und tendieren dazu, zu kleineren, isolierten Subpopulationen zu werden. Dies hat negative Effekte auf ihre genetische Durchmischung und verhindert das Ausweichen auf andere Gebiete im Falle von Störungen (z.B. Mahd). BSA als lineare Strukturen zwischen einzelnen Waldstücken fungieren hier als

ökologische Korridore für eine Vielzahl an Tierarten (Dondina et al., 2016). Beispielhaft werden hier einige Tiergruppen kurz näher erläutert:

Fledermäuse (z.B. *Pipistrellus pipistrellus* (Zwergfledermaus), *Myotis daubentoni* (Wasserfledermaus), *Myotis nattereri* (Fransenfledermaus), *Rhinolophus ferrumequinum* (große Hufeisennase), *Rhinolophus hipposideros* (kleine Hufeisennase) und *Plecotus auritus* (braunes Langohr)) fliegen gerne an BSA entlang (Downs und Racey, 2006). Vor allem Arten mit kurzer Reichweite der Echo-Rufe, wie *P. auritus*, verlassen sich auf die linearen Landschaftselemente zur Orientierung in einer Landschaft (Barr et al., 2005 nach Graham et al., 2018).



Abbildung 10: von Tieren genutzte Räume in Bodenschutzanlagen (Deutscher Verband für Landschaftspflege, 2006)

Bei Laufkäfern (Carabiden) variiert die Artzusammensetzung mit der Breite der BSA (Glück und Kreisel, 1986). Während in der Studie der Anteil von Waldarten (im Vergleich zu Feldarten) in schmalen BSA (< 2 m Breite) bei etwa 20-30 % lag, nahm er mit zunehmender Heckenbreite zu ($r = 0,84$; $p < 0,01$). In über 6 Meter breiten BSA waren 60 % der Carabiden Waldarten. Daraus lässt sich schließen, dass vor allem breite BSA ideale Landschaftselemente sind, um sonst isolierte Waldhabitate miteinander zu vernetzen.

Karnivore Säuger, wie die Familie der Marder, nutzen lineare Strukturen gerne als Korridor (Červinka et al., 2013; Šálek et al., 2009). Schmale Korridore werden eher nur als Verknüpfungen zwischen Wohngebieten oder Territorien genutzt – also zur Erhöhung der Reisegeschwindigkeit zwischen den bevorzugten Lebensräumen (Červinka et al., 2013). Es dürfte jedoch eine Mindestbreite oder Mindestausstattung geben, da andere Untersuchungen zum Ergebnis kamen, dass enge Korridore keine Migrationsdurchlässigkeit für Fleischfresser

durch die mitteleuropäische Agrarlandschaft gewährleisten können (Anděl et al., 2010, nach Červinka et al., 2013). Breitere BSA stellen neben der Funktion als Korridor auch einen geeigneten Lebensraum dar, da hier eine höhere Anzahl von Lebensbedürfnissen befriedigt werden können. Neben der Breite der BSA spielt auch die Strauchbedeckung eine wichtige Rolle. Strauchlebensräume aus krautiger Vegetation und holzigen Sträuchern haben strukturell eine unterschiedliche Zusammensetzung. Dadurch stehen vielfältige Räume für das Befriedigen wichtiger Lebensbedürfnisse wie dem Finden von Beute und Schutz zur Verfügung (Mangas et al., 2008; Zub et al., 2008). Es besteht eine positive Korrelation zwischen dem Vorkommen von Marder und Hermelin sowie dem Anteil der Strauchbedeckung (Červinka et al. 2013).

Auch im Boden unter BSA spielen sich wichtige Prozesse für die Regulation von natürlichen Kreisläufen ab. Regenwürmer spielen eine wichtige Rolle bei der Aufrechterhaltung der Bodenstruktur und des Nährstoffkreislaufs, indem sie sich durch den Boden bewegen, Abfall abbauen und Bodenpartikel mit ihren Exkrementen binden (Verhulst et al., 2010). Sie profitieren in hohem Maße von BSA. Durch intensive Landnutzung nimmt die Aktivität dieser Organismen jedoch stark ab, was die hydrologische und biogeochemische Funktion von Bodensystemen beeinträchtigen kann (Antoninka et al., 2009; Blouin et al., 2013; Spurgeon et al., 2013). Holden et al. (2019) untersuchten den Zusammenhang der Präsenz von BSA und der Häufigkeit und Diversität von Regenwürmern. Auf Ackerflächen wurde die geringste Anzahl, Biomasse und Vielfalt von Regenwürmern gefunden. Auf Weideflächen und in Randbereichen waren die Zahlen am höchsten, gefolgt von Böden unter BSA. Abbildung 12 zeigt den Vergleich der Regenwurmdichte sowie der Biomasse im Versuch unter BSA und in Ackerböden. Als Erklärung für die gefundenen Unterschiede wurden die Bodeneigenschaften von BSA-Böden herangezogen, sie waren tendenziell trockener und kühler als ihre Umgebung. Im weiteren Vergleich fiel die Altersstruktur der Würmer auf. Im Acker machten Jungtiere einen viel größeren Anteil an Dichte und Biomasse aus als in anderen Landbedeckungstypen, während Heckenböden den größten Anteil an erwachsenen Regenwürmern aufwiesen. Dies zeigt deutlich, dass Ackerbau und Hecken die Lebensgeschichte von Regenwürmern auf unterschiedliche Weise beeinflussen. Rotter und Kneitz (1977) hoben die Möglichkeit der Wiederbesiedlung von Regenwürmern aus Refugialräumen wie BSA heraus. Regenwürmer können über BSA wieder in Felder einwandern, in denen sie zuvor durch intensive Ackerbearbeitung nahezu ausgerottet waren.

Anhand der Anzahl an Regenwürmern lässt sich die Menge an neu gebildetem bzw. von Regenwürmern aufgewertetem Boden errechnen. In einem Jahr sind das bis zu 2,5 Tonnen pro Hektar (Sandhu et al., 2008). Alam et al. (2014) nahmen diesen Wert und multiplizierten ihn mit den Boden-Marktpreisen. Da die Bodenpreise stark fluktuieren (zwischen 50 und 300 USD

(45 - 240 €) pro Tonne), kann von einer Wertschöpfung zwischen 125 und 750 USD (110 - 670 €) pro Hektar und Jahr ausgegangen werden.

Nicht nur Tiere, auch Mikroorganismen wie Bakterien oder vor allem symbiotische Pilze (Mykorrhiza) und sind wesentlich für die Gesundheit eines Ökosystems. Alle diese Lebewesen zusammen bilden ein umfassendes Netzwerk im Boden, das die Pflanzen bei der Nährstoff- und Wasseraufnahme unterstützt, als Immunsystem wirkt und Kommunikationssignale überträgt (Sawers et al., 2008; Leach et al., 2017; Toju et al., 2018). Holden et al. (2019) untersuchten die Pilzgemeinschaften in BSA- und Ackerböden und kamen zu dem Ergebnis, dass der Reichtum an arbuskulären Mykorrhizapilzen (AM) in den Ackerböden deutlich geringer ist als unter den BSA. Als Grund dafür werden neben den regelmäßigen Störungen auf Ackerflächen (z.B. Pflügen) auch andere signifikante Unterschiede in der Bodenverdichtung, im Feuchtigkeitsgehalt und in der Chemie der gelösten Stoffe angegeben. Verschiedene Studien belegen eine verringerte Diversität an AM in Ackerböden im Vergleich zu weniger stark bearbeiteten Böden (Helgason et al., 1998; Verbruggen et al., 2010, Holden et al., 2019).

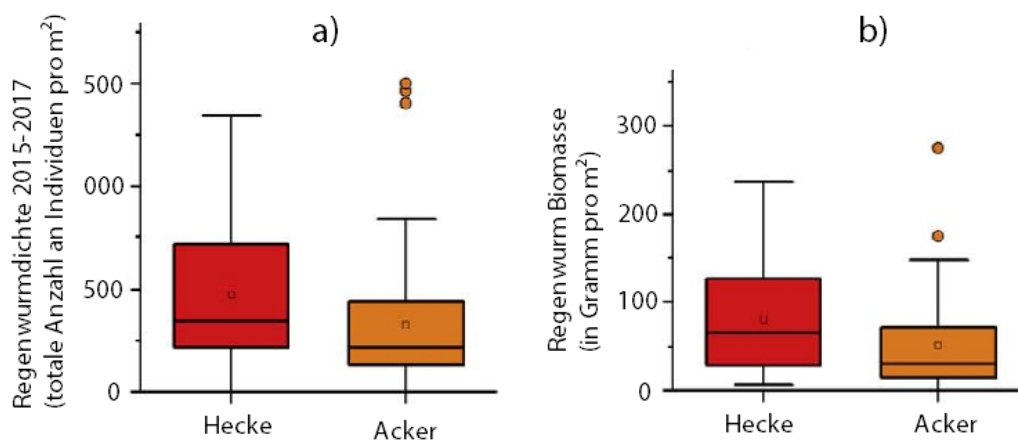


Abbildung 11: Vergleich der a) Regenwurmdichte und b) Regenwurm Biomasse unter einer Hecke (rot) und einem Acker (gelb) (vereinfacht, aus Holden et al., 2019)

2.8 Bestäubung

Blütenbesuchende Tiere, insbesondere Insekten, leisten Bestäubungsdienste für rund drei Viertel der Kulturpflanzen weltweit (Klein et al., 2007). Für die meisten Bestäuber bieten Ackerpflanzen wie Raps zwar eine wichtige Ressource, durch die kurze Verfügbarkeit der Blüten, den Einsatz von Pestiziden und die geringe Vielfalt an Nistplätzen können viele Arten jedoch nicht alleine von diesen leben (Potts et al., 2010; Williams et al., 2010; Hanley et al.,

2011). BSA bieten wichtige Ressourcen in der Agrarlandschaft, beispielsweise indem über das Jahr verteilt verschiedene Pflanzenarten in der BSA blühen und somit eine Futterquelle darstellen (Garratt et al., 2017). Durch ihr wärmeres und windstilleres Mikroklima (Croxtton et al., 2002) bieten BSA auch Lebensraum für wildlebende Bestäuberarten (Kremen et al., 2007; Ricketts et al., 2008). Die 2004 in Großbritannien angelegte nationale Hummelnest-Erhebung (*National Bumblebee Nest Survey*) fand in BSA 20 bis 37 Nester pro Hektar, deutlich mehr als im Grünland (11 bis 15 Nester pro Hektar) (Osborne et al., 2008). Viele Bestäuber nutzen die BSA auch als Korridor, vor allem wenn diese mit Wäldern oder semi-natürlichen Wiesen oder Weiden verbunden sind (Öckinger und Smith, 2007; Haenke et al., 2014). Dies lässt sich auf eine bessere Verbindung zwischen Nahrungsressourcen und Brutplatz, eine verbesserte Navigation und verbesserten Schutz vor Prädatoren zurückführen (Wolton et al., 2014).

Morandin et al. (2016) kamen bei Zählungen in Kalifornien (USA) von Bestäubern auf einem Rapsfeld in unmittelbarer Nähe einer BSA verglichen mit einem Rapsfeld ohne BSA (Kontrollfläche) zu folgenden Ergebnissen: Während es keine signifikanten Unterschiede in der Gesamtzahl der Blütenbesucher gab, wurden deutlich mehr Wildbienen an heckennahen Rapspflanzen gefunden als an den Kontrollstandorten (Abbildung 12). Eine österreichische Studie von Kratschmer et al. (2018) zeigte, dass selbst in Weingärten (als Selbstbestäuber nicht auf Bienen angewiesen) die Anzahl der Wildbienen von der naturräumlichen Ausstattung der näheren Umgebung positiv beeinflusst wurde.

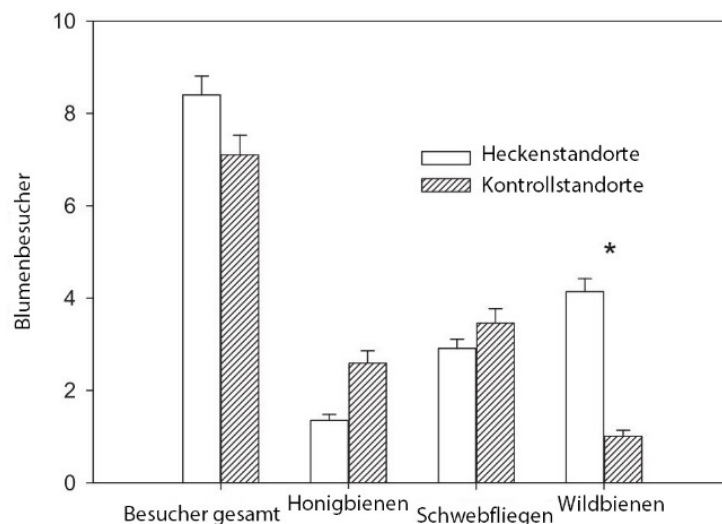


Abbildung 12: mittlere Blütenbesuche, die während 4-minütiger Beobachtungen an Rapspflanzen neben Hecken (weiß) und Kontrollfeldrändern (strichliert) beobachtet wurden. Der Stern (*) zeigt statistisch signifikanten Unterschied ($p > 0,05$) (aus Morandin et al., 2016)

In einer Erhebung von bestäubenden Insekten in Südengland wurde die Gesamthäufigkeit an Hummeln, Schwebfliegen und Honig- und Wildbienen direkt an der BSA, sowie in 10 und in 50 Metern Entfernung gemessen und miteinander verglichen. Direkt an der BSA wurden signifikant mehr Bestäuber gefunden als in 10 und 50 Metern Entfernung. Jedoch erwies sich die Qualität der BSA von entscheidender Bedeutung: an Hecken mit guter Qualität (mehr als drei Gehölzarten, keine Lücken über zwei Meter, gute Struktur) wurden mehr als doppelt so viele Hummeln gefunden als an Hecken mit schlechter Qualität (weniger als drei Gehölzarten, mit über zwei Meter breiten Lücken, kaum bearbeitet) (Garratt et al., 2017). Die größere Anzahl und Vielfalt an Bestäubern führte zu einer vielfältigeren Reaktion auf Störungen (Winfree und Kremen, 2009) und einer Ergänzung sowie Spezialisierung der Arten (Hoehn et al., 2008; Blüthgen und Klein, 2011). Dies resultierte in einer höheren räumlichen und zeitlichen Stabilität der Bestäubergemeinschaften (Garibaldi et al., 2011).

Um Bestäubungsdienstleistungen zu monetarisieren, sind Morandin et al. (2016) von einem vereinfachten Agrarlandschaftsmodell in den USA ausgegangen. Die Erhöhung der Bestäubung durch BSA führte hier zu 21 % mehr Ertrag, was einer Erhöhung des Profits um 151 USD (135 €) pro Hektar und Jahr entsprach. Mit dem Produktionsfunktionsansatz (*production function approach*) von Morse und Calderone (2003) berechneten Alam et al. (2014) einen Dienstleistungswert von 24.1 USD (21,7 €) pro Hektar und Jahr. Kay et al. (2019) schätzten den Bestäubungswert auf 0,43 bis 802,6 € pro Tonne Biomasse. Die doch sehr voneinander abweichenden Ergebnisse lassen sich auf das Anwenden verschiedener Modelle, das untersuchte Land und die angenommene Ackerfrucht zurückführen.

2.9 Schädlings- und Krankheitskontrolle



Durch Schädlingsbefall und Erkrankungen können bei Nutzpflanzen Verluste und Qualitätsminderungen auftreten, die eine bedeutende Ertragsreduktion zur Folge haben. Um Schädlings- und Krankheitsbefall entgegenzuwirken, werden jährlich große Mengen an Herbiziden und Pestiziden eingesetzt. In der EU sind das seit Jahren etwa 400.000 Tonnen im Jahr (Eurostat, 2020). Chemische Schädlingsbekämpfung ist in Bezug auf ökologische und ökonomische Faktoren jedoch weder nachhaltig, noch können die Bedrohungen für Mensch und Tier bisher in ihrem vollen Maße eingeschätzt werden (Powell et al., 1991; Séralini, 2009). Die Vereinigten Staaten allein gaben im Jahr 2008 schätzungsweise 11 Mrd. USD (9,8 Mrd. €) für Pestizide aus, nachdem im Vorjahr über 37 % der Ernteerträge aufgrund von Ernteschädlingen ausfielen. Mehr als 210 000 Tonnen Pestizide flossen demnach in landwirtschaftliche Anbauflächen (Fernandez-Cornejo et al., 2009). Chmielewski (2007)

verwies auf diverse Untersuchungen welche eine zunehmende Verbreitung von Schädlingen und dadurch bedingte Verluste an Ernteerträgen von durchschnittlich 20 % durch klimawandelbedingte Temperatur- und Feuchtigkeitsveränderungen in den darauf folgenden 5-10 Jahren prognostizierten. Der Wert dieser ÖSDL kann somit direkt über die Ersparnis an Pestiziden oder die verringerten Ernteaufträge beziffert werden.

Die meisten Schädlinge stehen in der Nahrungskette weit unten und werden von diversen Gegenspielern gerne verspeist oder parasitiert (Abb.14). Die Gegenspieler haben jedoch oft höhere Ansprüche an ihren Lebensraum und werden durch den Strukturverlust in der Landschaft stark dezimiert (Rusch et al., 2016). Viele Studien widmeten sich in den letzten Jahren der Erarbeitung empirischer Belege zur natürlichen Schädlingsbekämpfung und ihrer Beziehung zur Landschaftsstruktur (Rega et al., 2018; Jonsson et al., 2014; Chaplin-Kramer et al., 2011). Windschutzanlagen beeinflussen abiotische Belastungen wie Wasser-, Sauerstoff-, oder Nährstoffmangel und sind in der Lage, ein grundlegend besseres Mikroklima zu schaffen (Bruckhaus und Buchner, 1995). Trotz der Komplexität der zugrunde liegenden Ökologie weist die Literatur einige wiederkehrende Befunde auf. Unter anderem ist das Vorhandensein von naturnahen Lebensräumen in Agrarökosystemen von entscheidender Bedeutung, da sie diversen Insektenpopulationen einen Lebensraum für die Überwinterung bieten und sowohl Schutz als auch Nahrung für diese bereitstellen. Zudem konnten auch Auswirkungen auf das Vorhandensein und die natürliche Regulation von diversen Phytopathogenen festgestellt werden (Stülpnagel, 1998). Sowohl Schädlinge als auch Prädatoren besiedelten Lee- und Luvseite von BSA unterschiedlich stark. Als Gründe dafür werden Windeinfluss und Nahrungsangebot genannt (Brandle et al., 2009; Slosser und Boring, 1980).

Die Ergebnisse der Studie von Chaplin-Kramer et al. (2011) zeigten eine direkte Reaktion von Nützlingspopulationen auf die Komplexität der Landschaft, also das Vorhandensein von Heckenstreifen und anderen BSA. Die Reaktionen der Nützlinge auf die Landschaftskomplexität waren in ihrer Häufigkeit, Diversität und Aktivität beim Bekämpfen der Schädlinge positiv. Es gab keine signifikanten Unterschiede zwischen verschiedenen Arten. Die Schädlingsvielfalt stieg an, das Wachstum einzelner Populationen fiel hingegen negativ aus. Es gab also eine größere Artenvielfalt, die aber nur kleine Populationsgrößen hervorbrachte.

Der Nutzen von BSA als Lebensraum für funktionswichtige Taxa hängt stark von deren Qualität ab. Managementpraktiken wie das Vermeiden von Lücken, die Vielfalt der Heckenarten und das Beibehalten einer artenreichen Flora und Fauna können ihren Wert für die ökologische Intensivierung verbessern. Kontinuierliche, ungebrochene Hecken mit einer großen Vielfalt an Holzarten sind für Hummeln und Boden bewohnende Spinnen wertvoller, während die Anwesenheit von Bäumen in der Hecke zum Beispiel Baldachinspinnen (als

charakteristische Netzbauer) unterstützt. Diese Spinnen sind von großer Relevanz für die Stabilisierung und Regulierung unterschiedlicher Schädlingspopulationen. Wolfsspinnenartige (als charakteristische Bodenbewohner) gehören zur Gruppe der Nahrungsspezialisten und erfüllen eine wichtige Funktion aufgrund ihrer Vorliebe für Blattläuse (Nyffeler und Sunderland, 2003). Baldachinspinnen zählen eher zu den generalistischen Jägern. In ihrer ökologischen Rolle als Prädatoren können sie zur Stabilisation beitragen und explosionsartige Vermehrungen von Schadinsekten verlangsamen. Der Wirkungsbereich unterschiedlicher Prädatoren ist verschieden ausgeprägt. Bei Untersuchungen von Garrat et al. (2017) wurde eine Abnahme in der Aktivitätsdichte der Wolfsspinnenartigen von über 80 % zwischen Feldkante und 50 m im Feld festgestellt.

Neben der Wichtigkeit als Nahrungsreservoir für alle relevanten Gruppen der Arthropoda, haben Hecken und Feldgehölze große Bedeutung als Entwicklungs- und Fortpflanzungsrefugium (Stechmann, 1984; Deutscher Verband für Landschaftspflege, 2006). Sie stellen eine Überwinterungsmöglichkeit für Prädatoren mit zwei oder mehr Generationen pro Jahr dar. Die dominierenden Insektenarten (80 %) gehörten aufgrund ihrer Eigenschaften als Milbenfresser zu den als nützlich eingestuft Individuen (Zwölfer 1981). Oelbermann und Scheu (2009) stellten neben einer reduzierten Befallsintensität eine Verbesserung des Pflanzenwachstums fest. Eine hohe Spinnendichte führte zu einem starken Rückgang an Fraßschäden und andere durch Stress bedingte Leistungseinbußen der Nutzpflanzen. Die Ergebnisse legen nahe, dass generalistische räuberische Arthropoden Pflanzenschäden durch Pflanzenfresser erfolgreich reduzieren können. Um ein stabiles Ökosystem auf landwirtschaftlichen Flächen erhalten bzw. generieren zu können, bedarf es daher der Erhaltung einer Vielzahl von Hecken oder gleichwertiger naturnaher Lebensräume wie Wälder oder Blühstreifen.



Abbildung 13: rechts: Blattlaus wird von Schlupfwespe zur Einablage angebohrt (aus Escherich, 1914); links: von Schlupfwespen parasitierte Blattläuse bzw. Blattlausmumien (Bildrechte: Daniel Davis, Michigan State University).

2.10 Regulierung des Wasserhaushaltes



Der Landschaftswasserhaushalt und somit auch das Grundwasser werden durch die vorherrschende Vegetation maßgeblich beeinflusst (Wohlrab et al., 1992). BSA regulieren wesentliche Bestandteile des Wasserkreislaufs, wie die Verteilung von Niederschlagswasser, Versickerung, Verdunstung, oder auch die Wasserversorgung von angrenzenden Ackerkulturen. Vor allem die negativen Auswirkungen von Starkregenfällen können durch BSA stark vermindert werden. Dies wird durch die starke und tiefe Durchwurzelung durch die mehrjährigen Pflanzen ermöglicht. Damit einher geht hohe biologische Aktivität, vor allem von tiefgrabenden Regenwürmern. Es entstehen ausgedehnte Porenvolumen, die große Wassermengen aufnehmen und auch im gesättigten Zustand schneller in die Tiefe ableiten können als dies auf Ackerböden möglich ist (Holden et al., 2019). Darüber hinaus wird bei Regen auch auf der oberirdischen Pflanzenmasse Wasser zurückgehalten. Gerade im Sommer ist der Wassergehalt unter BSA meist geringer. Somit können deutlich größere Wassermengen im Starkregenfall auf der Fläche zurückgehalten werden. In Verbindung mit dem Rückhalt von Sedimenten (siehe Kapitel Erosion) sinkt das Risiko für Hochwasserschäden (Herbst et al., 2006; Frank et al., 2014; Wolton et al., 2014; Holden et al., 2019). So kann die Abflussspitze bei Starkregen bis zur Hälfte reduziert werden (Merot, 1999). In Österreich gibt es kontinuierlich Maßnahmen zur Revidierung von früheren Aktivitäten zur Flurbereinigung als Folge schwerer Schäden durch starke Niederschläge. Im Weinviertel wurden nach schweren Niederschlägen Bodenschutzmaßnahmen vorgenommen, die unter anderem eine Bepflanzung durch BSA beinhalteten (Molnar, 2014). Auch bei Grashecken oder Blühstreifen kann dieser Effekt beobachtet werden. Im Nordosten Chinas wurden die Boden- und Wasserschutzwirkungen von Grashecken (aus *Pennisetum alopecuroides* und *Arundinella hirta*) untersucht und bewertet. Die Hecken verringerten den mittleren Abfluss um über 50 % und den Bodenverlust um 70-80 %. Im Vergleich dazu wurden Mikro-Rückhaltebecken bewertet, die den Abfluss um 70 % und den Bodenverlust um 62 % verminderten. Die Grashecken nahmen 9 % des Ackerlandes im Untersuchungsgebiet ein und kosteten 5 864 CNY (rund 750 €, Kurs Dezember 2019) pro Hektar, die Mikrobecken hingegen nahmen 7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche ein und

kosteten 3 000 CNY (380 €) pro Hektar. Diese Ergebnisse implizieren, dass Grashecken und Mikrohecken im Vergleich zu Terrassen, die mehr als 7 401 CNY (950 €) pro Hektar kosten und in der Regel 18 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche einnehmen, kostengünstiger, aber ebenso effektiv sind (Xiao et al., 2012).

Nur wenige Studien verglichen langjährig den Wasserhaushalt von Einzugsgebieten mit hoher und niedriger Dichte an BSA. Der beobachtete Abfluss am Messpunkt, dem Gebietsauslass, wurde durch BSA leicht verringert. Die Größe des Effekts bewegt sich im langjährigen Mittel zwischen 5 und 10 %, wobei die untersuchten Einzugsgebiete mit 20-50 Laufmeter pro Hektar eher geringe Heckendichten aufwiesen (Benhamou et al., 2013; Viaud et al., 2005). Diese Ergebnisse wurden allerdings durch Modellrechnungen erzielt. Deutlicher ist die Dämpfung von Maximalwerten, zum Beispiel des maximalen Tagesabflusses (Vongvixay et al., 2018). Großräumig können Gehölze die Erdoberfläche und die bodennahe Atmosphäre durch Schattenwurf und Verdunstungskälte in sommerlichen Hitzeperioden kühlen und sogar die Bewölkungs- und Niederschlagswahrscheinlichkeit erhöhen (Massad et al., 2019). Welche Dichte an BSA notwendig wäre, um diese beiden Effekte signifikant zu fördern, ist noch nicht hinreichend bekannt.

Tiefere Untersuchungen widmeten sich der Rolle von mehrjährigen Pflanzen in den BSA in der Verteilung und Aufnahmen von Wasser im und aus dem Boden. Einerseits stellt der Wasserverbrauch der Heckenpflanzen eine Konkurrenz für die Ackerkulturen dar, andererseits wird durch die verminderte Verdunstung im Bereich der verminderten Windgeschwindigkeiten (siehe oben) Wasser im Boden gespart. Die Frage, ob auf Feld- oder Landschaftsebene durch BSA mehr oder weniger Wasser verbraucht wird als ohne sie, und ob dadurch mehr Trockenstress oder weniger entsteht, kann nicht eindeutig beantwortet werden und bedarf weiterer regionaler Untersuchungen. Studien darüber kommen zu stark unterschiedlichen Ergebnissen und viele variable Einflüsse wie Klimagebiet, Bodencharakteristiken, Wasserverhältnisse, Pflanzeigenschaften u.v.m. verhindern eine allgemein gültige Aussage (Kedziora, 2015; Torralba et al., 2016; Holden et al., 2019). Heckenpflanzen können allerdings mit ihren tiefergehenden Wurzeln Wasser aus größeren Tiefen erschließen und geben dieses in der Nacht zum Teil in den oberen Bodenschichten wieder ab, wo es von einjährigen Pflanzen genutzt werden kann (Abb. 15). Dieser Effekt wird *hydraulic lift* genannt und ist in seiner Größenordnung und Bedeutung noch wenig erforscht (Caldwell und Richards, 1989; Caldwell et al., 1998; Bayala und Prieto, 2019). Es wurde jedoch schon gezeigt, dass durch den *hydraulic lift* auch Mykorrhiza-Gesellschaften mit Wasser versorgt werden, die ihrerseits Nährstoffe und Wasser für oberflächennahe Pflanzenwurzeln bereithalten und so auch die Anfälligkeit für Trockenschäden verringern (Egerton-Warburton et al., 2008). In China wurde in BSA aus Pappelmonokultur (*Populus simonii* Carr.) untersucht, wie die Wasserversorgung in verschiedenen Bodentiefen die Vitalität beeinflusst. Es wurde festgestellt, dass die Bäume am

Abbildung 14: Verschiedene Formen der Verteilung von Wasser durch Bäume, Pfeile symbolisieren Bewegungsrichtung des Wassers, Größe von ψ_s steht für Wasserangebot – klein = trocken, groß = feucht. HL: hydraulic lift - Nacht, keine Transpiration, untere Bodenschichten feuchter als obere; LR: laterale Verteilung, Feuchteunterschiede in oberen Schichten; DHR: (beschleunigte) Verteilung nach unten, z.B. bei Regen, obere Bodenschichten feuchter als tiefere; FU: Verteilung aus der Luft in den Boden, z.B. bei Nebel (geringe Bedeutung). Verändert aus Prieto et al. (2011)

2.11 Kulturelle ÖSDL – direkte physische Interaktion



Der Mensch von heute sucht Erholung und lässt sich das auch etwas kosten. In Iowa (USA) wurde eine Befragung von 1374 Haushalten analysiert (3500 ausgesendete Fragebögen, davon 2000 Nicht-LandwirtInnen und 1500 LandwirtInnen) in der einerseits die visuelle Wahrnehmung von Windschutzgürteln und andererseits die Bereitschaft abgefragt wurden, freiwillige finanzielle Unterstützung für das Aussetzen neuer Bodenschutzanlagen zu gewähren. Die Befragten bekamen verschiedene Beträge als Möglichkeiten für Einmalzahlungen angeboten, knapp die Hälfte war bereit, 1 USD (0,9 €) auszuliegen und immer noch mehr als jede/jeder fünfte Befragte willigte beim Betrag von 50 USD (45 €) ein (Grala et al., 2012). Befragungen in den intensiv genutzten Regionen der USA (Midwest, Great Plains) und Kanadas ergaben, dass zwischen 9 und 50 % der Bäuerinnen und Bauern BSA (unter anderem) aus ästhetischen Gründen und zur Verbesserung des eigenen, persönlichen Wohlbefindens anlegten. Wenn dieser Aspekt grundsätzlich bei der Anlage mitspielte, wurde auch die Pflege deutlich gewissenhafter durchgeführt (Kort und Brandle, 1991; Grala et al., 2010). In traditionellen Landnutzungssystemen in Mexiko mit Abfolgen von Terrassen und Hecken auf Steilstufen ergaben Befragungen, dass die vorherrschende Motivation zur Pflege der Hecken die landschaftliche Ästhetik und der gewonnene Schatten sind (Vallejo et al., 2015). BSA verringern außerdem die negative Wahrnehmung und von störenden Elementen wie Industrieanlagen, Deponien oder Tierhaltungsanlagen und sichern somit ein Stück weit den sozialen Frieden (Tyndall und Colletti, 2007; Tyndall, 2009).

Weitere Untersuchungen zum ästhetischen Landschaftsempfinden zeigten eine große Überlegenheit von Landschaften, die mit BSA strukturiert sind gegenüber unstrukturierten. Solche Ergebnisse werden meist durch Befragungen anhand von Fotografien durchgeführt. Es zeigte sich, dass der menschliche Geschmack mit den Bedürfnissen von anderen Lebewesen einher geht und als ästhetisch oder kulturell wertvoll wahrgenommene Landschaften stärker als Lebensraum genutzt werden (Assandri et al., 2018). Es wurde auch gezeigt, dass der Großteil der Bevölkerung Hecken als erhaltenswert erachtet, jedoch hauptsächlich aus

ästhetischen Gründen, während Wissen und Bewusstsein über weitere ÖSDL oft fehlen (Abb. 16; Burel und Baudry, 1995; Plieninger et al., 2013).

Jagd ist in ackerbaulich genutzten Flächen ohne Hecken kaum möglich. Eine Studie aus Kansas (USA) zeigte, dass JägerInnen dort die Hälfte ihrer Jagdzeit in oder an Hecken verbringen (Cable und Cook, 1990). Es wurde errechnet, dass 1985 ca. 36 Mio. USD (32 Mio. €) von JägerInnen im Bundesstaat ausgegeben wurden und mit Hilfe einiger interpretativer Kunstgriffe der Jagd in Hecken zurechenbar sind. Dazu kommen 21,5 Mio. USD (19,3 Mio. €), die JägerInnen laut eigener Aussagen an zusätzlichen Reisekosten ausgeben würden, um zu einem Jagdrevier mit optimaler Heckenausstattung zu gelangen. In der Provinz Saskatchewan (Kanada) ergab eine ähnliche Berechnung einen Wert von etwa 30 Mio. USD (27 Mio. €). Die befragten JägerInnen gaben an, dass sie selbst an weiteren Erholungstätigkeiten in oder an Hecken teilnehmen, wie Camping, Picknick, Birdwatching, Fotografieren, Spazieren, Reiten oder Orientierungsübungen (Cable, 1999). Es kann davon ausgegangen werden, dass diese Tätigkeiten in Landschaften ohne Hecken wenig bis nicht attraktiv sind.

Mit der Verschiebung des volkswirtschaftlichen Schwerpunktes vom Primär- zum Tertiärsektor gibt es immer mehr und immer professionellere Bestrebungen, eine Kultur der multifunktionalen Landschaften zu etablieren und wirtschaftlich, v.a. touristisch, zu verwerten (Lovell et al., 2009; Renting et al., 2009). Im Agrartourismus in Österreich unter der Marke „Urlaub am Bauernhof“, wurden 2017 4,8 Mio. Übernachtungen gezählt (BMNT, 2018). Beim Tagestourismus dürfte die Bedeutung noch höher sein. Untersuchungen zum touristischen Wert von Agrarlandschaften sind rar und die erlebte Attraktivität ist stark abhängig vom persönlichen Geschmack. Allgemein wirken Strukturelemente wie Gewässer, Gehölze, Felsformationen oder auch Wiesen und grasende Tiere anziehend (Barkmann und Zschiegner, 2010; Wasilewicz-Pszczółkowska et al., 2015; van Zanten et al., 2016; Häfner et al., 2018). Neben solchen, einigermaßen quantifizierbaren Elementen spielen aber auch immaterielle Eigenschaften eine große Rolle, wie die Authentizität, die Erlebbarkeit der Bewirtschaftung oder die touristische Aufgeschlossenheit im Allgemeinen (Gao et al., 2014; T-MONA, 2018).

Die Wahrnehmung von Landschaft hat auch direkten Einfluss auf die Gesundheit und das Wohlbefinden von Menschen. Die Bewertung der Landschaft durch den Menschen findet dabei hauptsächlich visuell statt. Nichtsdestotrotz bestimmen auch die anderen Sinne den Gemütszustand und üblicherweise fördern ausgeglichene, harmonische und doch abwechslungsreiche Eindrücke die Erholung und das Wohlbefinden (Lengen, 2015). Landschaften, in denen solche Eindrücke geboten werden, machen somit Lust darauf, sich in ihnen zu bewegen, sei es in sportlicher Aktivität oder bei einem Spaziergang. Diese Induktion von Bewegung kann durchaus als Prävention von Gesundheitsschäden angesehen werden und

liefert somit eine kaum zu überschätzende ÖSDL (Bowler et al., 2010). Es gibt verschiedene Theorien, die auch im praktischen Therapiebetrieb bei Erkrankungen weltweit etabliert sind und in denen Strukturelemente wie BSA eine Rolle spielen. So besagt die *Attention Restoration Theory* (Kaplan und Kaplan, 1989), dass effiziente Erholung am besten in weiten Landschaften funktioniert, in denen durch einen Reichtum an Struktur ungerichtete, spontane Aufmerksamkeit erzeugt wird. Die Theorie der therapeutischen Landschaften (Gesler, 1992) basiert auf ähnlichen Prinzipien. In der Anwendung wurde der Begriff mittlerweile jedoch umformuliert von der geographischen zur emotionalen Landschaft im therapeutischen Umfeld und in der Vorstellung des Patienten (Bell et al., 2018). Ansätze zur monetären Bewertung dieser ÖSDL sind noch nicht bekannt. Vor dem Hintergrund, dass die Gesundheitsausgaben in Österreich stetig steigen und im Jahr 2018 ca. 40 Mrd. € umfassten (11 % des Bruttoinlandsproduktes; Statistik Austria) ist das Potenzial für landschaftsbasierte Therapieansätze jedenfalls nicht zu vernachlässigen.

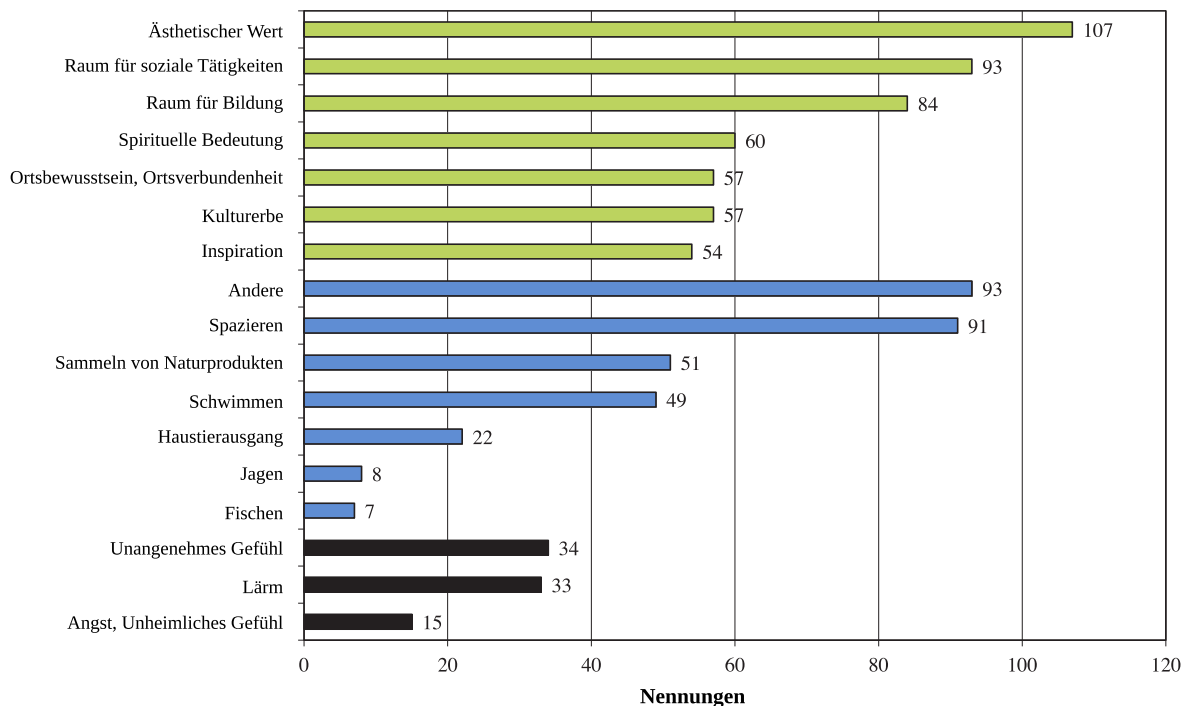
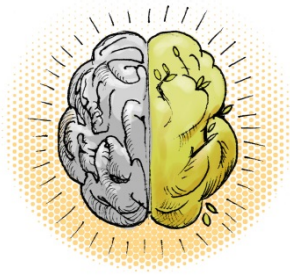


Abbildung 15: Ergebnisse einer Umfrage über die Wahrnehmung von kulturellen Dienstleistungen von Landschaften in Deutschland. Grün: kulturelle DL ohne Erholung, Blau: Erholung, Schwarz: negative Wahrnehmungen. Eine Nennung bedeutet, dass die oder der Befragte die betreffende DL als solche wahrnimmt oder nutzt (verändert, aus Plieninger et al., 2013)

2.12 Kulturelle ÖSDL – direkte psychische Interaktion



Unter diesem Thema wird die Möglichkeit verstanden, Landschaftsteile als Raum anzusehen, wo Bildung, Wissenschaft sowie künstlerische oder spirituelle Tätigkeit praktiziert und vermittelt werden können. In Europa gibt es etliche Regionen mit historisch interessanten und kulturell wertvollen Systemen aus BSA (Tieskens et al., 2017). Diese stammen teilweise aus der Zeit des römischen Imperiums und aus noch früheren Epochen. So ist zum Beispiel das *Bocage System* in der Bretagne und Normandie (Frankreich) seit Jahrtausenden etabliert und, wie auch aus der Liste der Referenzen ersichtlich, ein Brennpunkt für innovative Wissenschaft. In Regionen mit wenig Wald- und Gehölzflächen können Hecken identitätsstiftende Landschaftselemente bilden, wie zum Beispiel in Großbritannien, wo der Thronfolger Prinz Charles Patron der *National Hedgelaying Society* ist.

Auch in Teilen Mittelamerikas sichern Hecken die Möglichkeit der traditionellen Landnutzung und Lebensmittelproduktion, indem sie die Steilstufen der vorherrschenden Terrassenlandschaft sichern (Vallejo et al., 2015). Fallweise werden auch spirituelle Handlungen an besonderen Plätzen in der Landschaft vorgenommen, die auf feinstofflicher Ebene ÖSDL erbringen. Dazu liegen nach bestem Wissen der AutorInnen keine belastbaren Forschungsergebnisse vor. Die oftmals in BSA an Straßenrändern anzutreffenden Gedenkkreuze sind im Einzelfall wichtig, eine positive ÖSDL-Bewertung aus gesellschaftlicher Sicht muss jedoch im Zusammenhang mit deren Entstehungsgeschichte in Frage gestellt werden.

In verschiedenen Landschaften der Welt werden traditionelle Formen der Nutzung von Pflanzen oder Landschaftsteilen praktiziert, deren Erhaltung oft gefährdet ist, die aber beträchtliches Potential für die Lösung aktueller oder zukünftiger Fragestellungen beinhalten können. Auch hier sind BSA und ähnliche Elemente bedeutend. So basiert etwa die Korbflechterei auf dem Handwerk des Schneidens von Kopfweiden, die ehemals weit verbreitet in linearer Anordnung ähnlich BSA bewirtschaftet wurden. In weiten Teilen Mitteleuropas können die BewohnerInnen Erinnerungen an ausgeklügelte Verarbeitungsmethoden von Früchten wiedergeben, die nur in extensiv bewirtschafteten Landschaftsteilen vorkommen, wie Schlehen, Weißdorn, Heckenrose, Kriecherl usw. Die Erhaltung dieses Kulturgutes wird durch den Rückgang von artenreichen BSA erschwert. Nichts desto trotz gibt es immer wieder regionale Initiativen, die sich ebendieser verschreiben und so die Nutzung einer kulturellen ÖSDL vorzeigen. Aus diesen Bewegungen und diversen Fortbildungseinrichtungen (z.B. LFI der Landwirtschaftskammern in Österreich) schreitet auch der Ausbau von pädagogischen Angeboten für Jung und Alt voran. Gerade BSA mit deren

Vielschichtigkeit und dem Zusammenspiel der hierin aufgezeigten Funktionen und Leistungen eignen sich optimal als Lehr- und Lernobjekte für Naturvermittlung und Umweltbildung. Durch kulturelle ÖSDL werden also immaterielle Werte geschaffen, die naturgemäß schwierig oder gar nicht bezifferbar sind (Daniel et al., 2012).

3 Bewertung der ÖSDL

Die vorangegangenen Kapitel beschrieben die vielfältigen Potenziale und Leistungen von BSA auf der Basis von aktuellen wissenschaftlichen Arbeiten. Bestrebungen zur quantitativen oder monetären Bewertung der einzelnen ÖSDL sind unterschiedlich weit fortgeschritten und Ansätze, die bis zum monetären Wert ausformuliert sind, vernachlässigen zwangsläufig maßgebliche Dimensionen des Gesamtsystems (Kay et al., 2019). Zum Beispiel sind die Auswirkungen der Landschaft auf Gesundheit und Wohlbefinden der Menschen kaum bewertbar. Sollte eine Bewertung auf belastbare Weise gelingen, ist das Beziehen des Ergebnisses auf einzelne Landschaftselemente wie BSA eine weitere methodische Hürde. Darüber hinaus hat die Nutzung der verschiedenen ÖSDL stark unterschiedliche zeitliche Wirkungsbereiche. So stellt sich die Artenvielfalt bei neu angelegten BSA schnell und zuversichtlich ein, während sich umweltpädagogische Bestrebungen, z.B. Aktivnachmittage mit Schulklassen, vermutlich erst Jahre später und in ungewissem Ausmaß auf die Gesellschaft auswirken können.

Sind direkte und indirekte sowie nutzungsunabhängige Werte bekannt, lässt sich schlussendlich der ökonomische Gesamtwert errechnen. Güter aus bereitstellenden Leistungen, wie beispielsweise Holzertrag, Wasserversorgung, Nahrungsmittel sowie regulierende Funktionen, wie Hochwasserschutz, Nährstoffretention und der Erhalt der Biodiversität stellen eine Schnittstelle zwischen ökonomischen sowie ökologischen Werten der Bodenschutzanlage dar. Insgesamt erfüllen Windschutzhecken eine Reihe von Anforderungen auf sozioökonomischer, biologischer und physikalischer Ebene und zeigen somit eine grundlegend positive Bilanz.

Es ist derzeit nur eine Arbeit bekannt, die eine gesamtheitliche monetäre Berechnung des externen Nutzens (also alle Formen von Nutzen, der nicht direkt dem Eigentümer oder Bewirtschafter zugutekommt) von BSA zum Ziel hatte (Kulshreshtha und Kort, 2009). Darin wurden BSA aus gesamt etwa 500 Mio. Setzlingen bewertet, die in Zentralkanada in 20 Jahren auf einer Länge von etwa 700 000 km gepflanzt wurden. Insgesamt wurde ein Wert von 140 Mio. CND (kanadische Dollar, etwa 95 Mio. €, Kurs Dezember 2019) errechnet, wobei einige

ÖSDL mangels Daten nicht einbezogen werden konnten (Gesundheitswirkung, Ästhetik, Bodenwert). Der höchste Wert wurde darin durch das Reduzieren von Treibhausgasemissionen mit 73 Mio. CND (50 Mio. €) erzielt. Somit ergibt sich ein externer Nutzen von etwa 20 Cent pro Pflanze, was als Minimalwert angesehen werden kann. Das Umlegen von kanadischen auf österreichische Verhältnisse wäre spekulativ und vor allem wurden in der Studie viele Leistungen als privat bezeichnet und ausgenommen. Um die gesamte volkswirtschaftliche Wertschöpfung zu berechnen, müssten diese mit einbezogen werden. Das Ergebnis dürfte dann ein Vielfaches betragen.

4 Umsetzbarkeit und rechtliche Situation in Österreich

Der Ansatz zur Bewertung der ÖSDL und eine darauf aufbauende Implementierung von wirtschaftlich wirksamen Steuer- und Ausgleichsinstrumentarien ist aus akademischer Sicht vielversprechend. In der Umsetzung ist allerdings noch wenig Greifbares zu beobachten. Trotz aller positiven Effekte für die Agrarlandschaft und die Menschen, die darin wohnen und arbeiten, gibt es Zweifel an der Wirtschaftlichkeit.

Als Gegenargument wird in der Praxis oft die Erschwernis durch eine veränderte rechtliche Situation nach der Anlage von Hecken auf landwirtschaftlichen Flächen vorgebracht. Demnach fallen Windschutzanlagen unter das österreichische Forstgesetz¹, was eine Veränderung der Nutzungsrechte im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Nutzflächen zur Folge hat. Eine Windschutzanlage gilt als Schutzwald und darf nur in geringem Ausmaß forstlich genutzt und normalerweise nicht gerodet werden. Der/Die LandwirtIn verpflichtet sich zur Einhaltung bzw. Berücksichtigung diverser rechtlich festgelegter Maßnahmen

¹ Auszug aus dem österreichischen Bundesgesetz vom 3. Juli 1975 (Forstgesetz 1975) StF: BGBl. Nr. 440/1975 (NR: GP XIII RV 1266 AB 1677 S. 150. BR: 1392 AB 1425 S. 344.)

§2. (1) Die Bestimmungen dieses Bundesgesetzes sind auch auf den forstlichen Bewuchs in der Kampfzone des Waldes und auf Windschutzanlagen anzuwenden, ungeachtet der Benützungart der Grundflächen und des flächenmäßigen Aufbaues des Bewuchses.

(2) Unter der Kampfzone des Waldes ist die Zone zwischen der natürlichen Grenze forstlichen Bewuchses und der tatsächlichen Grenze des geschlossenen Baumbewuchses zu verstehen.

(3) Unter Windschutzanlagen sind Streifen oder Reihen von Bäumen oder Sträuchern zu verstehen, die vorwiegend dem Schutz vor Windschäden, insbesondere für landwirtschaftliche Grundstücke, sowie der Schneebindung dienen.

welche unter anderem die Aufforstung entstandener Freiflächen durch Holzeinschlag (Flächennachhaltigkeit), die eingeschränkte Holznutzung (Massennachhaltigkeit) sowie den Leistungserhalt als Schutz- und Erholungswald beinhalten. Somit verliert der bewirtschaftende Betrieb die Möglichkeit, die Flächen im Bedarfsfall wieder ackerbaulich zu nutzen.

Im Forstgesetz ist außerdem die Möglichkeit gegeben, Flächen im Kurzumtrieb zu bewirtschaften. Das heißt, die Holzpflanzen werden spätestens alle 30 Jahre genutzt und die Fläche bleibt de jure landwirtschaftliche Nutzfläche. Diese Variante bedingt einerseits einen regelmäßigen Kahlschlag, der die Leistungsfähigkeit der BSA zurücksetzt, und zudem spielen noch einige Verordnungen und Gesetze aus den Ländern und der EU eine Rolle, die die Bewirtschaftung komplizieren. Auch die Förderlandschaft ist für solche Landschaftselemente nicht klar durchschaubar (Deim et al., 2008). Somit wäre ein eigener Passus im Forstgesetz wünschenswert, der eine klar definierte Möglichkeit für Agrarische Mehrnutzungshecken bietet, die diverse Nutzungsarten erlaubt, und von den bestehenden Windschutzanlagen abgegrenzt ist. Abbildung 17 zeigt die vielfältigen Funktionen einer solchen Mehrnutzungshecke, die weit über den Windschutz hinausgehen. Das Agrarumweltprogramm ÖPUL 2015 (BMNT, 2018) fördert Maßnahmen zu Klima und Bodenschutz im Agrarsektor und kann bei Neuanlage von Heckengürteln und anderen Bodenschutzanlagen zu tragen kommen. Alle Verbesserungen im Sinne der Erhaltung und Wiederherstellung biologischer Vielfalt, Verhinderung von Treibhausgasemissionen, Minderung von Bodenerosion und der Steigerung des Tierwohls können bis Ende 2020 in allen neun Bundesländern beim jeweiligen Bundesministerium eingebracht und eine dementsprechende Förderung beantragt werden. Derzeit ist eine neue Periode des ÖPUL Programmes in Ausarbeitung. Wichtig wäre in diesem Zusammenhang, die Anlage von BSA als Maßnahme zu berücksichtigen. Dem entgegen steht allerdings die Dauer der Förderperiode von jeweils 5 Jahren. Hier wären innovative Lösungen gefordert.

Das EU-Projekt AGFORWARD (AGroFORestry that Will Advance Rural Development) beschäftigt sich mit der Förderung von Agroforstsystemen im europäischen Raum, zur Verbesserung der länderübergreifenden Wettbewerbsfähigkeit sowie zur Aufarbeitung der umweltrelevanten Faktoren im landwirtschaftlichen Sektor. Aus großen Teilen Europas werden hier Fallbeispiele zusammengetragen und auf mehreren Ebenen evaluiert. Auch Systeme, die auf BSA und ähnlichen Elementen basieren werden behandelt. Die umfassende Dokumentation (www.agforward.eu) soll beispielgebend für Regionen sein, in denen die Entwicklung noch nicht so weit fortgeschritten ist. Ein Schwerpunkt liegt auch auf der rechtlichen Situation und der Ausarbeitung von Verbesserungsvorschlägen. Die Ergebnisse daraus sollen in die EU-Gesetzgebung und Entwicklung von Förderinstrumenten einfließen, somit könnte auch Österreich in Zukunft profitieren. Die Europäische Kommission unterstützt

Bestrebungen zur Entwicklung einer allgemein anwendbaren Bewertungsstrategie unter dem Begriff TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, teebweb.org). Grundgedanke dahinter ist, dass die Leistungen von Ökosystemen meist keinen Markt haben, daher künstlich ein Preis eingeführt werden muss, um die Leistungen sichtbar und begreifbar zu machen. Auf dieser Basis sollen später auch Finanzierungsinstrumente entwickelt werden. Die Diskussion beschränkt sich derzeit noch auf wissenschaftliche Machbarkeitsanalysen.

Als Vergleich zu Österreich wirken auf großen Teilen des deutschen Bundesgebietes regionale Landschaftspflegeverbände, die aus VertreterInnen von Kommunen, der Landwirtschaft und aus dem Naturschutz zusammengesetzt sind. Diese Verbände sind Anlaufstellen für Planung, Anlage, fachliche und finanzielle Förderung und Pflege von Landschaftselementen und werden durch Mitgliedsbeiträge und öffentliche Zuschüsse finanziert. Der Dachverband (Deutscher Verband für Landschaftspflege) wird auch in politische Entscheidungsprozesse einbezogen und die Erfahrung im produktiven Dialog zwischen Politik, Landwirtschaft und Naturschutz ist eine gefragte Kernkompetenz. Von örtlichen Verbänden werden auch einige Heckenerlebnispfade betrieben, die großen (aber leider nicht quantifizierbaren) Zuspruch für pädagogische und touristische Zwecke erfahren (persönl. Auskunft). Einige Beispiele sind unter folgenden Links zu entdecken:

http://www.lpvme.de/download/faltblatt_hbw.pdf

<https://www.schwarzwald-tourismus.info/Media/Attraktionen/Braeunlingen-Heckenerlebnispfad>

<https://www.muensingen.com/Muensingen/Heckenerlebnispfad-in-Apfelstetten>

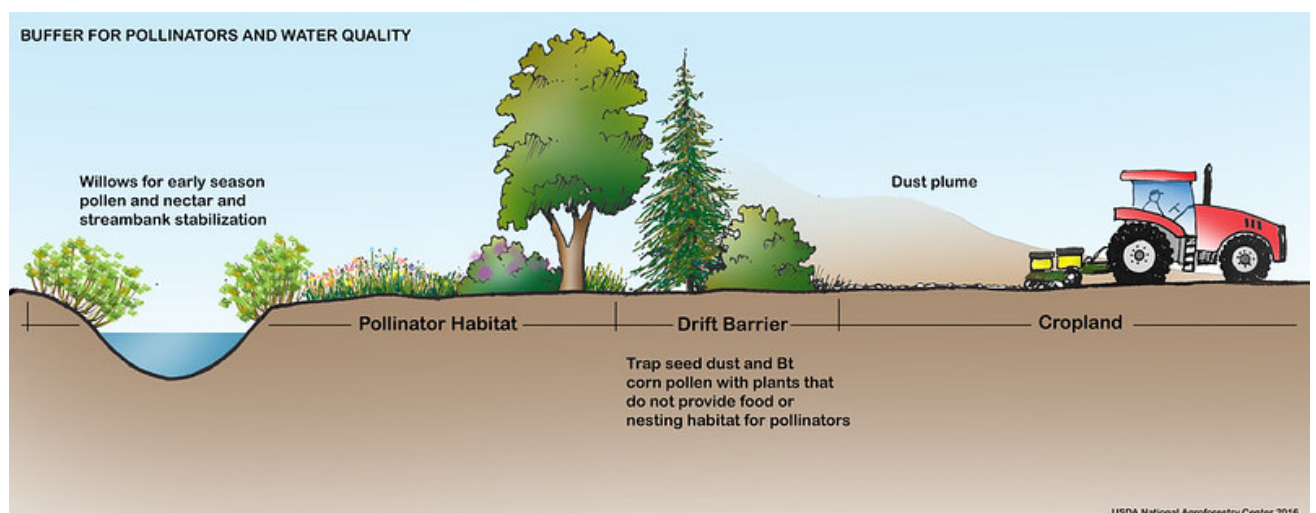


Abbildung 16: Darstellung vielfältiger Funktionen von agrarischen Mehrnutzungshecken (USDA National Agroforestry Center, CC BY)

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Von der Gesellschaft werden im Allgemeinen Agrarlandschaften als attraktiv und erhaltenswert angesehen, die reich strukturiert sind und extensiv und traditionell bewirtschaftet werden. In Folge dessen wird das Verschwinden von solchen Flächen mit hoher Sensibilität und emotionaler Anteilnahme wahrgenommen. In diesem Spannungsfeld, mit dem Gegenpol des zunehmenden Nahrungsbedarfes und der landwirtschaftlichen Intensivierung, sind Lösungen und Ideen gefragt, die die verschiedenen Interessen miteinander vereinbaren können.

Besonders in den Regionen Ostösterreichs, die heute einen großen Anteil an der österreichischen Lebensmittelproduktion haben, stehen in den nächsten Jahrzehnten große Aufgaben an, um die prognostizierten dramatischen Rückgänge der Leistungsfähigkeit von Böden und Landschaften in den Griff zu bekommen. Eine Verschlechterung der Bodenbonität gefährdet nicht nur komplexe natürliche Abläufe, sondern hat auch drastische Auswirkungen auf die Ernährungssicherheit. Das Forschungsprojekt Bodenbedarf für die Ernährungssicherung in Österreich (BEAT) beschäftigt sich mit den Auswirkungen des Klimawandels auf heimische Böden und deren Ertragspotenziale für die kommenden Jahrzehnte. In Abbildung 18 sind die Jahresdurchschnittstemperaturen der Referenzperioden 1981-2010 sowie der Jahre 2071-2100 und die vorhergesagten, damit einher gehenden Änderungen des mittleren Kornertrages dargestellt. Im Zuge der Arbeiten wurden diverse Szenarien erarbeitet und theoretische Lösungsansätze generiert. Bis 2050 soll es laut der *worst case* Hypothese (CMIP5) zu einem Temperaturanstieg von 2,5 -3,5 °C (je nach Jahreszeit) und daraus resultierenden Veränderungen im Ökosystem kommen. Hier wäre mit Ertragseinbußen von -1 % im Alpenvorland bis zu -48 % im nordöstlichen Flach- und Hügelland zu rechnen. Besonders betroffen wären neben den bereits durchwegs eher trockenen Gebieten im Osten und Nordosten vor allem der Donauraum, Wald- und Mühlviertel sowie Teile des Südburgendlands und der Südoststeiermark. Positive Effekte können sich jedoch in Hoch- und Voralpengebieten bei gleichzeitig steigenden Niederschlagsmengen ergeben. Verstärkter Importbedarf zur Sicherung der Nahrungsversorgung und finanzielle Einbußen auf mehreren Ebenen wären die Folge. Als Lösungsansatz verweisen die Autoren auf den Erhalt wertvoller landwirtschaftlicher Flächen, also Böden mit hohen Bonitäten. Bei ihnen wurde eine durchschnittlich höhere Resilienz gegenüber Klimaveränderungen festgestellt (Haselmayr et al., 2019).

Auf einer genutzten Fläche von 2,8 Mio. Hektar (etwa ein Drittel der Staatsfläche) verursacht der Sektor Landwirtschaft ca. 10 % der österreichischen Treibhausgasemissionen

(umweltbundesamt.at). Es bedarf einer Optimierung des Landschaftsmanagements, unter anderem durch die Implementierung von Bodenschutzmaßnahmen auf Forst- und Agrarflächen. Sowohl Böden, als auch Gewässer und Vegetation können erheblichen Einfluss auf das Klimasystem haben und einen wertvollen Beitrag zur Stabilisierung und Verbesserung der aktuellen Situation liefern (Essl und Rabitsch, 2013).

Durch die hier aufgezeigte Vielfalt an Ökosystemdienstleistungen, die BSA in Agrarlandschaften erbringen, spielen sie eine wichtige Rolle für Ernährungssicherheit, Klimaschutz, gesellschaftliches Wohlbefinden und ökologische Funktionsfähigkeit. Die Auswahl der Gehölzarten und Pflegekonzepte muss allerdings mit größtmöglicher Umsicht erfolgen, um ein langfristiges Gedeihen sicherstellen zu können. Zudem erfordert die Anlage von zukunftsfähigen BSA eine Auseinandersetzung mit der gezielten Erweiterung des genetischen Spektrums mit klimaangepassten eingeführten Herkünften (Begemann et al., 2012). Nicht zuletzt sind geeignete politische Instrumente notwendig, die in Zusammenarbeit von Landwirtschaft, Verwaltung und Naturschutz entwickelt werden und somit möglichst großen Nutzen für die Gesellschaft sicherstellen. Landschaftselemente wie BSA sind prädestiniert dafür, als Anwendungsgebiet für wegweisende Ansätze zu fungieren. Dies manifestiert sich schon in ihrer metaphorischen Bedeutung als das Trennende, das Verbindung schafft.

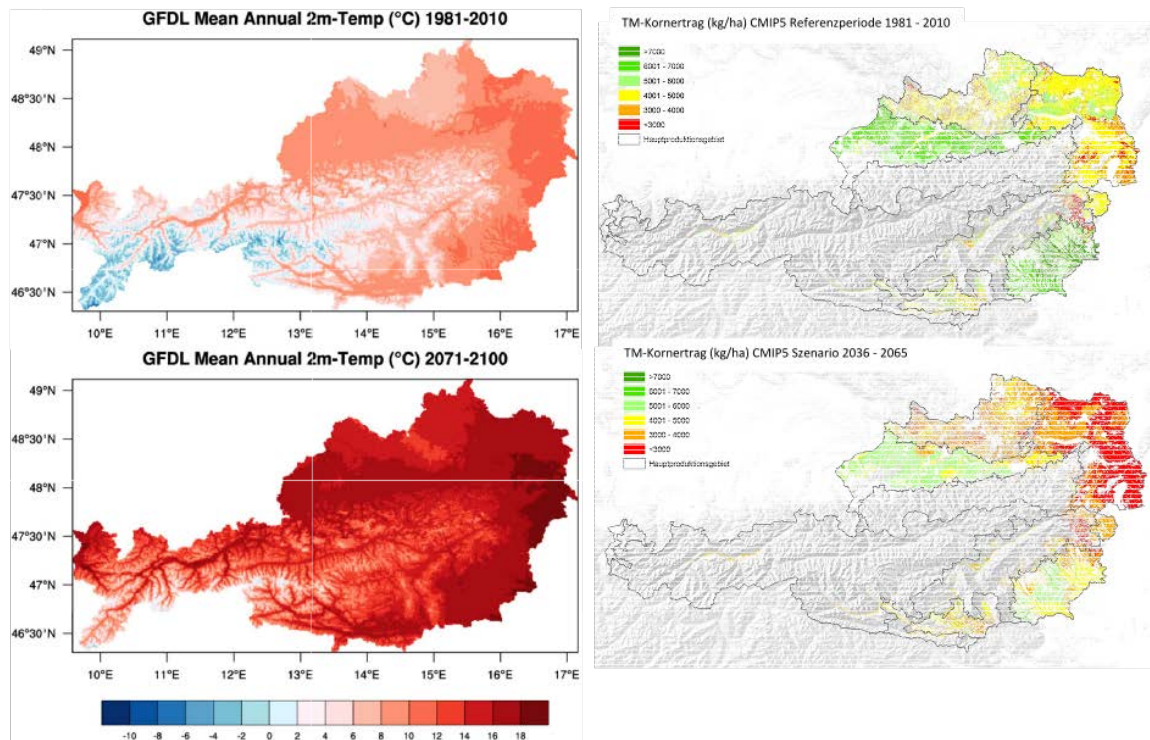


Abbildung 17: Jahresdurchschnittstemperaturen der Referenzperiode 1981-2010 im Vergleich zu den Jahren 2071-2100 gemäß dem extremen Szenario CMIP5, daneben die entsprechenden mittleren Kornerträge. (aus Haselmayr et al., 2019)

Literaturverzeichnis

Abhijith, K.V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., Di Sabatino, S., Pulvirenti, B. (2017). Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments – a review. *Atmospheric Environment* 162, 71-86.

Ableidinger, C., Erhart, E., Kromp, B., Hartl, W. (2018). Mehrnutzungshecken. Vielfältige Nutzung von Bodenschutzanlagen zur nachhaltigen Produktion, zur Erosionsverminderung und zur Erhöhung der regionalen Wertschöpfung. Projektbericht, www.unserboden.at/959-0-Mehrnutzungshecke.htm?&goback=51 (abgerufen 6.1.2020).

Ahtiainen, H., Pouta, E. (2011). The value of genetic resources in agriculture: a meta-analysis assessing existing knowledge and future research needs. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 7 (1), 27-38.

Alam, M., Olivier, A., Paquette, A., Dupras, J., Revéret, J.-P., Messier, C. (2014). A general framework for the quantification and valuation of ecosystem services of tree-based intercropping systems. *Agroforestry Systems* 88 (4). 679-691.

Amundson, R, Berhe, A.A., Hopman, J., Olson, D., Sztein, E., Sparks, D. (2015). Soil and Human Security in the 21st Century. *Science* 348, 6235.

Antoninka, A., Wolf, J.E., Bowker, M., Classen, A.T., Johnson, N.C. (2009). Linking above and belowground responses to global change at community and ecosystem scales. *Global Change Biology* 15, 914-929.

Assandri, G., Bogliani, G., Pedrini, P., Brambilla, M. (2018). Beautiful agricultural landscapes promote cultural ecosystem services and biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 256, 200-210.

Avilés-Polanco, G., Jefferson, D.J., Almendarez-Hernández, M.A., Beltrán-Morales, L.F. (2019). Factors That Explain the Utilization of the Nagoya Protocol Framework for Access and Benefit Sharing. *Sustainability* 11 (20), 5550.

Axe, M. S., I. D. Grange, J. S. Conway (2017). Carbon storage in hedge biomass - A case study of actively managed hedges in England. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 250, 81-88.

Baudry, J., Bunce, R.G.H., Burel, F. (2000). Hedgerow diversity: an international perspective on their origin, function, and management. *Journal of Environmental Management* 60 (1), 7-22.

Barkmann, J., Zschiegner, A.-K. (2010). Grasslands as a sustainable tourism resource in Germany: Environmental knowledge effects on resource conservation preferences International. *Journal of Services, Technology and Management* 13 (3-4), 174-191.

Barral, M.P., Benayas, J.M.R., Meli, P., Maceira, N.O. (2015). Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: a global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 202, 223-231.

Bayala, J., Prieto, I. (2019). Water acquisition, sharing and redistribution by roots: applications to agroforestry systems. *Plant and Soil*, in press (8.12.2019).

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL, Hrsg.) (2005). Hecken, Feldgehölze und Feldraine in der landwirtschaftlichen Flur. LfL-Information, 11. Auflage.

Begemann, F., Herdegen, M., Dempfle, L., Engels, J., Feindt, P. H., Gerowitt, B., Wedekind, H. (2012). Recommendations for the Implementation of the Nagoya Protocol with Respect to Genetic Resources in Agriculture, Forestry, Fisheries and Food Industries (Position Paper by the Scientific Advisory Board on Biodiversity and Genetic Resources at the Federal Ministry of Food).

Bell, S.L., Foley, R., Houghton, F., Maddrell, A., Williams, A.M. (2018). From therapeutic landscapes to healthy spaces, places and practices: A scoping review. *Social Science & Medicine* 196, 123-130.

Benhamou, C., Salmon-Monviola, J., Durand, P., Grimaldi, C., Merot, P. (2013). Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed. *Agricultural Water Management* 121, 62-72.

Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12 (12), 1394-1404.

BgBl, 1975. 440. Bundesgesetz vom 3. Juli 1975, mit dem das Forstwesen geregelt wird (Forstgesetz 1975).

Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.J. (2013). A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science* 64, 161-182.

Blüthgen, N., Klein, A.-M. (2011). Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant–pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology* 12 (4), 282-291.

BMLFUW (2014). Biodiversitäts-Strategie 2020+. Vielfalt erhalten – Lebenqualität und Wohlstand für uns und zukünftige Generationen sichern! Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

BMNT (2018). Grüner Bericht 2018, Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2017, 59. Auflage, Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

BMNT (2018): Sonderrichtlinie für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (Ö P U L 2015); GZ BMNT-LE.1.1.8/0032-II/3/2018.

BMNT (2019). Wassergüte in Österreich – Jahresbericht (2014-2016). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

Böhm C, Kanzler M, Freese D. (2014). Wind speed reductions as influenced by woody hedgerows grown for biomass in short rotation alley cropping systems in Germany. *Agroforestry Systems* 88, 579-591.

Bonton, A., Bouchard, C., Rouleau, A., Rodriguez, M.J., Therrien, R. (2012). Calibration and validation of an integrated nitrate transport model within a well capture zone. *Journal of contaminant hydrology* 128 (1-4), 1-18.

Borin, M., Passoni, M., Thiene, M., Tempesta, T. (2010). Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European Journal of Agronomy* 32 (1), 103-111.

Borrelli, P., Van Oost, K., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Panagos, P. (2018). A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe: Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes. *Environmental Research* 161, 291-298.

Bowler, D.E., Buyung-Ali, L.M., Knight, T.M., Pullin, A.S. (2010). A systematic review of evidence for the added benefits to health of exposure to natural environments. *BMC Public Health* 10, 456.

Brakensiek, S., Kießling, R., Troßbach, W., Zimmermann, C. (Hrsg.) (2016). *Grundzüge der Agrargeschichte*, Bde. 1-3., Böhlau Verlag, Köln, DE.

Brandão, L.C., Paludo, J. (2013). Biodiversity and Gene Patents. *UFRGS Model United Nations Journal* 1, 244-263.

Brandle, J.R., B.B. Johnson, Akeson, T. (1992). Field Windbreaks: Are They Economical? *Journal of Production Agriculture* 5, 393-398.

Brandle, J.R., Hodges, L., Tyndall, J., Sudmeyer, R.A. (2009). Windbreak practices. *North American Agroforestry: An Integrated Science and Practice*, 2nd edition, 75-104. American Society of Agronomy, Segoe Rd, Madison, USA.

Bruckhaus, A., Buchner, W. (1995). Hecken in der Agrarlandschaft: Auswirkungen auf Feldfruchtertrag und ökologische Kenngrößen *73*, 435-46.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2013). Phosphat: Mineralischer Rohstoff und unverzichtbarer Nährstoff für die Ernährungssicherheit weltweit. Hannover, DE.

- Burel, F., Baudry, J. (1995). Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. *Landscape and Urban Planning* 33, 327-340.
- Cable, T.T., Cook, P.S. (1990). The use of windbreaks by hunters in Kansas. *Journal of Soil & Water Conservation* 45(5), 175-184.
- Cable, T.T. (1999). Nonagricultural Benefits of Windbreaks in Kansas. *Great Plains Research: A Journal of Natural and Social Sciences* 9 (1), 41-53.
- Caldwell, M.M., Richards, J.H. (1989). Hydraulic lift: water efflux from upper roots improves effectiveness of water uptake by deep roots. *Oecologia* 79 (1), 1-5.
- Caldwell, M.M., Dawson, T.E., Richards, J.H. (1998). Hydraulic lift: Consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia* 113 (2), 151-161.
- Campi, P., Palumbo, A.D., Mastrorilli, M. (2009). Effects of tree windbreak on microclimate and wheat productivity in a Mediterranean environment. *European Journal of Agronomy* 30 (3), 220-227.
- Castle, D., Grass, I., Westphal, C. (2019). Fruit quantity and quality of strawberries benefit from enhanced pollinator abundance at hedgerows in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 275, 14-22.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1 (5), e1400253.
- Červinka, J., Šálek, M., Padyšáková, E., Šmilauer, P. (2013). The effects of local and landscape-scale habitat characteristics and prey availability on corridor use by carnivores: A comparison of two contrasting farmlands. *Journal for Nature Conservation* 21 (2), 105-113.
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M.E., Blitzer, E.J., Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14: 922-932.
- Chendev, Y.G., Sauer, T.J., Ramirez, G.H., Burras, C.L. (2015). History of East European Chozem Soil Degradation; Protection and Restoration by Tree Windbreaks in the Russian Steppe. *Sustainability* 7, 705-724.
- Chmielewski, F.M., (2007). Folgen des Klimawandels für Land- und Forstwirtschaft, in: Wilfried Endlicher, Friedrich-Wilhelm Gerstengarbe: Der Klimawandel - Einblicke, Rückblicke und Ausblicke, S. 75-85
- Crosson, P. (2004). The economics of soil erosion and maintaining soil biodiversity. In: *Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis*, Francaviglia, R. (Hrsg.). Proceedings OECD Expert Meeting, Rome, 13–20.

Croxton, P.J., Carvell, C., Mountford, J.O., Sparks, T.H. (2002). A comparison of green lanes and field margins as bumblebee habitat in an arable landscape. *Biological Conservation* 107, 365-374.

Dainese, M., Martin, E.A., Aizen, M.A., ... Steffan-Dewenter, I. (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances* 5 (10), eaax0121.

Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M.A., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C.G., Gobster, P.H., Grêt-Regamey, A., Lave, R., Muhar, S., Penker, M., Ribe, R.G., Schauppenlehner, T., Sikor, T., Soloviy, I., Spierenburg, M., Taczanowska, K., Tam, J., von der Dunk, A. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)* 109 (23), 8812-8819.

Deim, F.S., Groiss, R.-E., Liebhard, P. (2008). Rechtliche Grundlagen zur Holzproduktion im Kurzumtrieb in Österreich (Stand Juni 2008). *Ländlicher Raum – Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Jahrgang 2008*, 1-14.

Delver, P., Post, A. (1968). Influence of Alder Hedges on The Nitrogen Nutrition of Apple Trees. *Plant and Soil*, 28 (2), 325-336.

Deplazes-Zemp, A. (2018). 'Genetic resources', an analysis of a multifaceted concept. *Biological Conservation* 222, 86-94.

Deplazes-Zemp, A. (2019). Challenges of Justice in the Context of Plant Genetic Resources. *Frontiers in Plant Science* 10, 1266.

Devátý, J., Dostál, T., Hösl, R., Krása, J., Strauss, P. (2019). Effects of historical land use and land pattern changes on soil erosion – Case studies from Lower Austria and Central Bohemia. *Land Use Policy* 82, 674-685.

Dhillon, G.S., Van Rees, K.C.J. (2017). Soil organic carbon sequestration by shelterbelt agroforestry systems in Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 97, 394-409.

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S., ..., Zayas, C.N. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366 (6471), eaax3100.

Dondina, O., L. Kataoka, Orioli, V., Bani, L. (2016). How to manage hedgerows as effective ecological corridors for mammals: A two-species approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 231, 283-290.

Downs, N., Racey, P. (2006). The use by bats of habitat features in mixed farmland in Scotland. *Acta Chiropterologica* 8 (1), 169-185.

Deutscher Verband für Landschaftspflege (2006). Landschaftselemente in der Agrarstruktur – Entstehung, Neuanlage und Erhalt. DVL-Schriftenreihe "Landschaft als Lebensraum", Heft 9.

Efferth, T., Banerjee, M., Paul, N.W., ... Titinchi, S.J.J. (2016). Biopiracy of natural products and good bioprospecting practice. *Phytomedicine* 23 (2), 166-173.

Egerton-Warburton, L.M., Querejeta, J.I., Allen, M. F. (2008). Efflux of hydraulically lifted water mycorrhizal fungal hyphae during imposed drought. *Plant Signaling & Behavior* 3 (1), 68-71.

Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.)(2013). *Biodiversität und Klimawandel: Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, DE.

Europäische Union (2011). *Die Biodiversitätsstrategie der EU bis 2020*. Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union, Luxemburg.

Eurostat (2020). Agri-environmental indicator—consumption of pesticides. Von: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_consumption_of_pesticides (abgerufen: 9.1.2020).

Feindt, P.H. (2008): Agrobiodiversität in der Agrarpolitik – Chancen erkennen und neue Optionen entwickeln. BMELV 2010b, Positionspaper 4-8.

Felsot, A.S., Unsworth, J.B., Linders, J.B.H.J., Roberts, G., Rautman, D., Harris, C., Carazo, E. (2010). Agrochemical spray drift; assessment and mitigation —A review. *Journal of Environmental Science and Health, Part B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 46(1), 1-23.

Fernandez-Cornejo, J., Nehring, R., Sinha, E.N., Grube, A., Vialou, A. (2009). Assessing recent trends in pesticide use in US agriculture. Presented at the Annual Meeting of the Agricultural and Applied Economics Association (AAEA), 26–28 July 2009. AAEA, Milwaukee.

Follain, S., Minasny, B., McBratney, A.B., Walter, C. (2006). Simulation of soil thickness evolution in a complex agricultural landscape at fine spatial and temporal scales. *Geoderma* 133, 71-86.

Follain, S., Walter, C., Bonté, P., Marguerie, D., Lefevre, I. (2009). A-horizon dynamics in a historical hedged landscape. *Geoderma* 150, 334-343.

Frank, S., Fürst, C., Witt, A., Koschke, L., Makeschin, F. (2014). Making use of the ecosystem services concept in regional planning--trade-offs from reducing water erosion. *Landscape Ecology* 29, 1377-1391.

Funk, R., Reuter, H.I. (2006). Wind Erosion. In: *Soil Erosion in Europe*, Boardman, J., Poesen, J. (Hrsg.). John Wiley and Sons, Ltd, Chichester, UK, 563-581.

Gao, J., Barbieri, C., Valdivia, C. (2014). Agricultural Landscape Preferences: Implications for Agritourism Development. *Journal of Travel Research* 53 (3), 355-379.

Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J.M., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Dudenhöffer, J.H., Greenleaf, S.S., Holzschuh, A., Isaacs, R., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L.A., Potts, S.G., Ricketts, T.H., Szentgyörgyi, H., Viana, B.F., Westphal, C., Winfree, R., Klein, A.M. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology letters* 14 (10), 1062-1072.

Garratt, M., Senapathi, D., Coston, D., Mortimer, S., Potts, S. (2017). The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 247, 363-370.

Gerersdorfer, T. Eitzinger, J., Laube W. (2011): Mikroklima im Bereich von Hecken und die Bedeutung für die Sicherung der landwirtschaftlichen Produktion. [Poster] Klimaforschungsinitiative AustroClim, Tagungsband des 12. Österreichischen Klimatags „Klima, Klimawandel, Auswirkungen und Anpassung in Österreich“, Wien.

Gesler, W. (1992). Therapeutic landscapes: medical issues in light of the new cultural geography. *Social Science & Medicine* 34 (7), 735-746.

Ghazavi, G., Thomas, Z., Hamon, Y., Marie, J.C., Corson, M., Merot, P. (2008). Hedgerow impacts on soil-water transfer due to rainfall interception and root-water uptake. *Hydrological Processes* 22, 4723–4735.

Glück, E., Kreisel, A. (1986). Die Hecke als Lebensraum, Refugium und Vernetzungsstruktur und ihre Bedeutung für die Dispersion von Waldcarabidenarten. *Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge* 10, 64-83.

Graham, L., Gaulton, R., Gerard, F., Staley, J. (2018). The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biological Conservation* 220, 122-131.

Grala, R.K., Tyndall, J.C., Mize, C.W. (2010). Impact of field windbreaks on visual appearance of agricultural lands. *Agroforestry Systems* 80 (3), 411-422.

Grala, R.K., Tyndall, J.C., Mize, C.W. (2012). Willingness to pay for aesthetics associated with field windbreaks in Iowa, United States. *Landscape and Urban Planning* 108, 71-78.

Grimaldi, C., Fossey, M., Thomas, Z., Fauvel, Y., Merot, P. (2012). Nitrate attenuation in soil and shallow groundwater under a bottomland hedgerow in a European farming landscape. *Hydrological Processes* 26 (23), 3570-3578.

Grote, G. (2010). Welche Rolle spielen Kohlenwasserstoff-Emissionen aus Wäldern für die Forstwirtschaft der Zukunft? *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 181 (3/4), 77-81.

Haddaway, N.R., Brown, C., Eales, J., Eggers, S., Josefsson, J., Kronvang, B., Randall, N.P., Uusi-Kämppä, J. (2018). The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields. *Environmental Evidence* 7 (1), 14.

Häfner, K., Zasade, I., van Zanten, B.T., Ungaro, F., Koetse, M., Piorr, A. (2018). Assessing landscape preferences: a visual choice experiment in the agricultural region of Märkische Schweiz, Germany. *Landscape Research* 43 (6), 846-861.

Haenke, S., Kovács-Hostyánszki, A., Fründ, J., Batáry, P., Jauker, B., Tschardtke, T., Holzschuh, A. (2014). Landscape configuration of crops and hedgerows drives local syrphid fly abundance. *Journal of Applied Ecology* 51 (2), 505-513.

Hanley, M.E., Franco, M., Dean, C.E., Franklin, E.L., Harris, H.R., Haynes, A.G., Rapson, S.R., Rowse, G., Thomas, K.C., Waterhouse, B.R., Knight, M.E. (2011). Increased bumblebee abundance along the margins of a mass flowering crop: evidence for pollinator spill-over. *Oikos* 120 (11), 1618-1624.

Haselmayr, H.P., Baumgarten, A., Schwarz, M., Huber, S., Prokop, G., Sedy, K., Krammer, C., Murer, E., Pock, H., Rodlauer, C., Schaumberger, A., Nadeem, I., Formayer, F. (2019): BEAT –Bodenbedarf für die Ernährungssicherung in Österreich. Erweiterte Zusammenfassung des Forschungsprojekts Nr. 100975. URL: <https://www.ages.at/themen/umwelt/boden/forschung/projekt-beat-bodenbedarf-fuer-die-ernaehrungssicherung-in-oesterreich> (gesehen am 12.12.2019)

Helgason, T., Daniell, T.J., Husband, R., Fitter, A., Young, J.P.W. (1998). Ploughing up the wood-wide web? *Nature* 394, 431.

Herbst, M., Roberts, J. M., Rosier, P.T.W., Gowing, D.J. (2006). Measuring and modelling the rainfall interception loss by hedgerows in southern England. *Agricultural and Forest Meteorology* 141, 244-256.

Hoehn, P., Tschardtke, T., Tylianakis, J.M., Steffan-Dewenter, I. (2008). Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society* 275, 2283-2291.

Holden, J., Grayson, R., Berdeni, D., Bird, S., Chapman, P., Edmondson, J., Firbank, L., Helgason, T., Hodson, M., Hunt, S.F.P., Jones, D., Lappage, M., Marshall-Harries, E., Nelson, M., Prendergast-Miller, M., Shaw, H., Wade, R., Leake, J. (2019). The role of hedgerows in soil functioning within agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 273, 1-12.

Howden, N.J.K., Burt, T.P., Worrall, F., Mathias, S., Whelan, M.J. (2011). Nitrate pollution in intensively farmed regions: What are the prospects for sustaining high-quality groundwater? *Water Resources Research* 47 (6), 1-13.

Jonsson, M., Bommarco, R., Ekbom, B., Smith, H. G., Bengtsson, J., Caballero-Lopez, B., Olsson, O. (2014). Ecological production functions for biological control services in agricultural landscapes. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(3), 243-252.

Kaplan, R., Kaplan, S. (1989). *The Experience of Nature: a Psychological Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Kariyawasam, K., Tsai, M. (2018). Access to genetic resources and benefit sharing: Implications of Nagoya Protocol on providers and users. *Journal of World Intellectual Property* 21 (5-6), 289-305.

Karki, U. (Ed.) (2015). *Sustainable Agroforestry Practices in the Southeastern United States: Training Handbook*. 1890 Agroforestry Consortium, Tuskegee University, USA.

Kay, S., Graves, A., Palma, J.H.N., Moreno, G., Roces-Díaz, J.V., Aviron, S., Chouvardas, D., Crous-Duran, J., Ferreiro-Domínguez, N., García de Jalón, S., Măcicășan, V., Mosquera-Losada, M.R., Pantera, A., Santiago-Freijanes, J.J., Szerencsits, E., Torralba, M., Burgess, P.J., Herzog, F. (2019). Agroforestry is paying off – Economic evaluation of ecosystem services in European landscapes with and without agroforestry systems. *Ecosystem Services* 36, 1-10.

Kedziora, A. (2015). The network of shelterbelts as an agroforestry system controlling the water resources and biodiversity in the agricultural landscape. *Papers on Global Change* 22, 63-82.

Khaleel, A.A., Sauer, T.J., Tyndall, J.C. (2019). Changes in deep soil organic carbon and soil properties beneath tree windbreak plantings in the U.S. Great Plains. *Agroforestry Systems*, in press (9.12.2019).

Klein, A.-M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tschardtke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings. Biological sciences* 274 (1608), 303-313.

Koh, D.-C.; Mayer, B.; Lee, K.-S.; Ko, K.-S. (2010). Land-use controls on sources and fate of nitrate in shallow groundwater of an agricultural area revealed by multiple environmental tracers. *Journal of contaminant hydrology* 118, 62-78.

Kort, J., Turnock, B. (1996). Biomass production and carbon fixation by prairie shelterbelts – a Green Plan Project. PFRA Shelterbelt Centre. Supplementary Report 96-5. Indian Head, Saskatchewan, CA.

Kort, J., Brandle, J.R. (1991). WBECON: a windbreak evaluation model: 2. Economic returns from a windbreak investment in the Great Plains. In: *The third windbreak and agroforestry symposium proceedings*. Ridgetown Agricultural College, Ridgetown, Ontario, CA.

Kratschmer, S., Pachinger, B., Schwantzer, M., Paredes, D., Guernion, M., Burel, F., Nicolai, A., Strauss, P., Bauer, T., Kriechbaum, M., Zaller, J.G., Winter, S. (2018). Tillage intensity or landscape features: What matters most for wild bee diversity in vineyards? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 266, 142–152.

Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M.A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D.P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E.E., Greenleaf, S.S., Keitt, T.H., Klein, A.-M., Regetz, J., Ricketts, T.H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced

by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology letters* 10 (4), 299-314.

Kreutz, W. (1943). Methoden der Klimasteuerung: Praktische Wege in Deutschland und der Ukraine. *Der Forschungsdienst* 15, 256-281.

Kulshreshtha, S., Kort, J. (2009). External economic benefits and social goods from prairie shelterbelts. *Agroforestry Systems* 75, 39-47.

La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M.L., Liqueste, C., Egoh, B., Geneletti, D., Crossman, N.D. (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework, *Ecological Indicators* 74, 392-402.

Lackóová, L., Kozlovsky Dufková, J. (2016). Historical terrain changes mapping due to the wind erosion degradation processes. *Acta Horticulturae et Regioecturae* 1/2016, 13-16.

Laurila-Pant, M., Lehtikoinen, A., Uusitalo, L., Venesjärvi, R. (2015). How to value biodiversity in environmental management? *Ecological Indicators* 55, 2331.

Leach, J.E., Triplett, L.R., Argueso, C.T., Trivedi, P. (2017). Communication in the Phytobiome. *Cell* 169 (4), 587-596.

Lengen, C. (2015). The effects of colours, shapes and boundaries of landscapes on perception, emotion and mentalising processes promoting health and well-being. *Health & Place* 35, 166-177.

Liu, Z., Guodong, J., Xinxiao, Y. (2020). Variation of water uptake in degradation agroforestry shelterbelts on the North China Plain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 287, 106697.

Lovell, S.T., Johnston, D.M. (2009). Creating multifunctional landscapes: how can the field of ecology inform the design of the landscape? *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(4), 212-220.

Ma, S., Maghirang, R., Zhao, D., Liu, X., Wang, C., Guo, L. (2019). A numerical simulation study of particulate collection by vegetative barriers. *Biosystems Engineering* 186, 182-194.

Mangas, J., Lozano, J., Cabezas-Díaz, S., Virgós, E. (2008). The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 17 (1), 43-51.

Massad, R.S., Lathière, J., Strada, S., Perrin, M., Personne, E., Stéfanon, M., Stella, P., Szopa, S., de Noblet-Ducoudré, N. (2019). Reviews and syntheses: influences of landscape structure and land uses on local to regional climate and air quality. *Biogeosciences* 16, 2369-2408.

Merot, P. (1999). The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate. *Agronomie* 19, 655-669.

Millenium Ecosystem Assessment (2003). *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington D.C., USA.

Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Field, D.J. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59-86.

Molnar, J. (2014). *Bodenerosion durch Wasser in Teneriffa und im Weinviertel - Wahrnehmung von Abtrag und Handlungsmöglichkeiten durch biologisch und konventionell wirtschaftende Kartoffelbetriebe*. Diplomarbeit, Universität Wien.

Monokrousos, N., Papatheodorou, E., Diamantopoulos, J., Stamou, G. (2006). Soil quality variables in organically and conventionally cultivated field sites. *Soil Biology and Biochemistry* 38 (6), 1282-1289.

Morandin, L.A., Long, R.F., Kremen, C. (2016). Pest Control and Pollination Cost-Benefit Analysis of Hedgerow Restoration in a Simplified Agricultural Landscape. *Journal of economic entomology* 109 (3), 1020-1027.

Moreno, G., Aviron, S., Berg, S., Crous-Duran, J., Franca, A., Gardía de Jalón, S., Hartel, T., Mirck, J., Palma, J.H.N., Pantera, A., Paulo, J.A., Re, G.A., Sanna, F., Thenail, C., Varga, A., Viaud, V., Burgess, P.J. (2016). Agroforestry systems of high natural and cultural value in Europe: provision of commercial goods and other ecosystem services. *Agroforestry Systems* 92, 877-891.

Morse, R., Calderone, N.W. (2003). The value of honey bees as pollinators of U.S. Crops in 2000. *Bee Culture* 6 (13), 1-15.

Nyffeler, M., Sunderland, K.D. (2003). Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95 (2-3), 579-612.

Öckinger, E., Smith, H.G. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44 (1), 50-59.

Oelbermann, K., Scheu, S. (2009). Control of aphids on wheat by generalist predators: effects of predator density and the presence of alternative prey. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 132, 225-231.

Olesen, J.E., Kersebaum, K.C., Skjelvåg, A.O., Trnka, M., Eitzinger, J., Seguin, B., Peltonen-Sainio, P., Rötter, R., Iglesias, A., Orlandini, S., Hlavinka, P., Balek, J., Eckersten, H., Cloppet, E., Calanca, P., Nejedlik, P., Gobin, A. Vucetic, V., Kumar, S., Lalic, B., Mestre, A., Rossi, F., Kozyra, J., Alexandrov, V., Smeradova, D., Zalud, Z., Dubrovský, M. (2011). Agroclimatic conditions in Europe under climate change. *Global Change Biology* 17 (7), 2298-2318.

Olewiler, N. (2004). *The value of natural capital in settled areas of Canada*. Ducks Unlimited Canada & Nature Conservancy of Canada.

- Osborne, J. L., Martin, A. P., Shortall, C. R., Todd, A. D., Goulson, D., Knight, M. E., Hale, R. J., Sanderson, R. A. (2008). Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats. *Journal of Applied Ecology* 45 (3), 784-792.
- Otto, S., Vianello, M., Infantino, A., Zanin, G., Di Guardo, A. (2008). Effect of a full-grown vegetative filter strip on herbicide runoff: maintaining of filter capacity over time. *Chemosphere* 71 (1), 74-82.
- Panagos, P., Meusburger, K., Van Liedekerke, M., Alewell, C., Hiederer, R., Montanarella, L. (2014). Assessing soil erosion in Europe based on data collected through a European network. *Soil Science and Plant Nutrition* 60 (1), 15-29.
- Panagos, P., Standardi, G., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., Bosello, F. (2018). Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. *Land Degradation and Development* 29 (3), 471-484.
- Pautasso, M., Aistara, G., Barnaud, A., ... Tramontini, S. (2012). Seed exchange networks for agrobiodiversity conservation. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33 (1), 151-175.
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., Bieling, C. (2013). Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy* 33, 118-129.
- Pollard, E., Hooper, M.D., Moore, N.W. (1974). *Hedges*. New Naturalist Series 58. Collins, London.
- Poschlod, P., Braun-Reichert, R. (2017). Small natural features with large ecological roles in ancient agricultural landscapes of Central Europe - history, value, status, and conservation. *Biological Conservation* 211, 60-68.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution* 25 (6), 345-353.
- Powell, H.A., Kerby, N.W., Rowell, P. (1991). Natural tolerance of cyanobacteria to the herbicide glyphosate. *New Phytologist* 119, 421-426.
- Pretzschel, M., Böhme, G., Krause, H. (1991). Einfluss von Windschutzpflanzungen auf den Ertrag landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. *Feldwirtschaft*, 32/1991, 229-231.
- Prieto, I., Armas, C., Pugnaire, F.I. (2011). Water release through plant roots: new insights into its consequences at the plant and ecosystem level. *New Phytologist* 193, 830-841.
- Ray, D.K., Ramankutty, N., Mueller, N.D., West, P.C., Foley, J.A. (2012). Recent patterns of crop yield growth and stagnation. *Nature Communications* 3, 1293.

Rega, C., Bartual, A. M., Bocci, G., Sutter, L., Albrecht, M., Moonen, A. C., Jeanneret, P., Van der Werf, W., Pfister, S., Holland, J., Paracchini, L. (2018). A pan-European model of landscape potential to support natural pest control services. *Ecological Indicators*, 90, 653-664

Rempel, J.C., Kulshreshtha, S.N., Amichev, B.Y., Van Rees, K.C.J. (2017). Costs and benefits of shelterbelts: A review of producers' perceptions and mind map analyses for Saskatchewan, Canada. *Canadian Journal of Soil Science* 97, 341-352.

Renting, H., Rossing, W.A.H., Groot, J.C.J., Van der Ploeg, J.D., Laurent, C., Perraud, D., Stobbelar, D.J., Van Ittersum, M.K.V. (2009). Exploring multifunctional agriculture. A review of conceptual approaches and prospects for an integrative transitional framework. *Journal of Environmental Management* 90 (2), 112-123.

Ricketts, T.H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S.S., Klein, A.M., Mayfield, M.M., Morandin, L.A., Ochieng, A., Potts, S.G., Viana, B.F. (2008). Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology letters* 11 (5), 499-515.

Rotter, M., Kneitz, G. (1977). Die Fauna der Hecken und Feldgehölze und ihre Beziehung zur umgebenden Agrarlandschaft. *Waldhygiene* 12, 1-82.

Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschardt, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Woltz, M., Bommarco, R. (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 221, 198-204.

Šálek, M., Kreisinger, J., Sedláček, F., Albrecht, T. (2009). Corridor vs. hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134 (1-2), 8-13.

Salvador-Blanes, S., Cornu, S., Couturier, A., King, D., Macaire, J.J. (2006). Morphological and geochemical properties of soil accumulated in hedge-induced terraces in the Massif Central, France. *Soil and Tillage Research* 85, 62-77.

Sandhu, H., Wratten, S., Cullen, R., Case, B. (2008). The future of farming: the value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecological Economics* 64, 835-848.

Sawers, R.J.H., Gutjahr, C., Paszkowski, U. (2008). Cereal mycorrhiza: an ancient symbiosis in modern agriculture. *Trends in Plant Science* 13 (2), 93-97.

Scheffer, K. (2002): Grundwasser- und Bodenschutz durch den Anbau von Energiepflanzen, Konferenzband „Der Landwirt als Energie- und Rohstoffwirt“, EUROSOLAR-Verlag, 23-26.

Schnug, E., Rogasik, J., Haneklaus, S. (2003). Die Ausnutzung von Phosphor in Düngemitteln unter besonderer Berücksichtigung des ökologischen Landbaus. In: *Landbauforschung Völkenrode* 53, Braunschweig.

Schwaiger, E., Götzl, M., Sonderegger, G., Süßenbacher, E. (2011). Ökosystemleistungen und Landwirtschaft. Erstellung eines Inventars für Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Schwaiger, E., Berthold, A., Gaugitsch, H., Götzl, M., Milota, E., Mirtl, M., Peterseil, J., Sonderegger, G., Stix, S. (2015). Wirtschaftliche Bedeutung von Ökosystemdienstleistungen. Monetäre Bewertung: Risiken und Potenziale. Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Schwarzer, S. (2019). Potenziale der Kohlenstoffspeicherung im Boden. UNEP Foresight Brief No. 13.

Séralini, G.-E., Clair, E., Mesnaga, R., Gressa, S., Defargea, N., Malatesta, M., Hennequinc, D., Spiroux de Vendômois, J. (2012). Long term toxicity of a Roundup herbicide and a Roundup-tolerant genetically modified maize. In: *Food and Chemical Toxicology* 50, 4221–4231.

Shively, G. E. (1998). Modeling impacts of soil conservation on productivity and yield variability: Evidence from a heteroskedastic switching regression (No. 370-2016-19096).

Slosser, J., Boring, E. (1980). Shelterbelts and boll weevils: A control strategy based on management of overwintering habitat. *Environmental Entomology* 9 (1), 1–6.

Spurgeon, D.J., Keith, A.M., Schmidt, O., Lammertsma, D.R., Faber, J.H. (2013). Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties. *BMC Ecology* 13 (46), 1-13.

Stahr, M. (2017). Einfluss einer Hecke auf das angrenzende Mikroklima und die Ertragswirksamkeit bei Sommergerste im ökologischen Landbau im Marchfeld der Vegetationsperiode 2016. Master's Thesis, Universität für Bodenkultur, Wien.

Stechmann, D. H. (1984). Hecken in der Agrarlandschaft. *Laufener Seminarbeiträge* 7 (48), 17-24.

Steubing, L. (1952). Experimentelle Untersuchungen über die Veränderung der Standortfaktoren durch Windschutzanlagen. *Oikos*, 4(2), 118-147.

Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., Snoo, G.R., Eden, P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.

Stülpnagel, R. (1998): Förderung der Artenvielfalt und Verbesserung der Brennstoffqualität durch die thermische Nutzung von feucht-konservierten Aufwüchsen aus Naturschutz und Grünflächen. *Beitr. der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg*, Bd. 27, 93-116.

Stutter, M.I., Chardon, W.J., Kronvang, B. (2012). Riparian buffer strips as a multifunctional management tool in agricultural landscapes: introduction. *Journal of environmental quality* 41 (2), 297-303.

Surböck, A., Faustmann, M., Heinzinger, J., Friedel, K., Klick, A., Freyer, B. (2005). Auswirkungen einer Hecke auf Bodenwasserhaushalt, Bodenparameter und Ertrag in angrenzenden Ackerflächen. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* 17, 20-21.

Surböck, A., Heinzinger, M., Friedel, J.K., Freyer, B. (2014). Pflanzenbau und Bodenfruchtbarkeit. Auswirkungen einer Hecke auf den Pflanzenenertrag in der angrenzenden Ackerfläche. *Department für Nachhaltige Agrarsysteme (2a)*, 1.

Thevathasan, N.V. (1998). Nitrogen dynamics and other interactions in a tree-cereal intercropping systems in southern Ontario. PhD Thesis. University of Guelph, Guelph, CA.

Thomas, Z., Abbott, B. (2018). Hedgerows reduce nitrate flux at hillslope and catchment scales via root uptake and secondary effects. *Journal of contaminant hydrology* 215, 51-61.

Tieskens, K.F., Schlup, C. J. E., Levers, C., Lieskovský, J., Kuemmerle, T., Plieninger, T., Verburg, P.H. (2017). Characterizing Duropean cultural landscapes: Accounting for structure, management intensity and value of agricultural and forest landscapes. *Land Use Policy* 62, 29-39.

Toju, H., Peay, K.G., Yamamichi, M., ... Kiers, E.T. (2018). Core microbiomes for sustainable agroecosystems. *Nature Plants* 4, 247-257.

Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G., Plieninger, T. (2016). Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 230, 150-161.

Tyndall, J.C., Colletti, J.P. (2007). Mitigating swine odor with strategically designed shelterbelt systems: a review. *Agroforestry Systems* 69 (1), 45-65.

Tyndall, J.C. (2009). Characterizing pork producer demand for shelterbelts to mitigate odor: An Iowa case study. *Agroforestry Systems* 77 (3), 205-221.

T-MONA (2018). *Tourismus Monitoring Austria - Urlauber am Bauernhof (Befragung Sommer 2018)*.

Umweltbundesamt (2011). Stickstoff - Zuviel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4058.pdf> (abgerufen am: 01.12.2019).

Vacek, Z., Řeháček, D., Cukor, J., Vacek, S., Khel, T., Sharma, R.P., Kučera, J., Král, J., Papaj, V. (2018). Windbreak Efficiency in Agricultural Landscape of the Central Europe: Multiple Approaches to Wind Erosion Control. *Environmental Management* 6 (5), 942-954.

- Vallejo, M., Casas, A., Pérez-Negrón, E., Moreno-Calles, A.I., Hernández-Ordóñez, O., Tellez, O., Dávila, P. (2015). Agroforestry systems of the lowland alluvial valleys of the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve: an evaluation of their biocultural capacity. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 11 (8), 1-18.
- Van Vooren, L., Reubens, B., Broekx, S., De Frenne, P., Nelissen, V., Pardon, P., Verheyen, K. (2017). Ecosystem service delivery of agri-environment measures: a synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 244, 32-51.
- Van Vooren, L., Reubens, B., Ampoorter, E., Broekx, S., Pardon, P., Van Waes, C., Verheyen, K. (2018). Monitoring the Impact of Hedgerows and Grass Strips on the Performance of Multiple Ecosystem Indicators. *Environmental Management* 62, 241-259.
- Van Zanten, B.T., Verburg, P.H., Espinosa, M., Gomez-y-Paloma, S., Galimberti, G., Kantelhardt, J., Kapfer, M., Lefebvre, M., Manrique, R., Piorr, A., Raggi, M., Schaller, L., Targetti, S., Zasada, I., Viaggi, D. (2014). European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 34, 309-325.
- Van Zanten, B.T., Zasada, I., Koetse, M.J., Ungaro, F., Häfner, K., Verburg, P.H. (2016). A comparative approach to assess the contribution of landscape features to aesthetic and recreational values in agricultural landscapes. *Ecosystem Services* 17, 87-98.
- Verbruggen, E., Röling, W., Gamper, H., Kowalchuk, G., Verhoef, H., van der Heijden, M. (2010). Positive effects of organic farming on below-ground mutualists: large-scale comparison of mycorrhizal fungal communities in agricultural soils. *The New Phytologist* 186 (4), 968-979.
- Verhulst, N., Govaerts, B., Verachtert, E., Castellanos-Navarrete, A., Mezzalama, M., Wall, P., Deckers, J., Sayre, K.D. (2010). Conservation Agriculture, Improving Soil Quality for Sustainable Production Systems? In: Lal, R., Stewart, B. (Hrsg.). 137-208: *Advances in Soil Science: Food Security and Soil Quality* (CRC Press).
- Viaud, V., Durand, P., Merot, P., Sauboua, E., Saadi, Z. (2005). Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. *Agricultural Water Management* 74, 135-163.
- Vieira, B.C., Butts, T.R., Rodrigues, A.O., Golus, J.A., Schroeder, K., Kruger, G.R. (2018). Spray particle drift mitigation using field corn (*Zea mays L.*) as a drift barrier. *Pest Management Science* 74 (9), 2038-2046.
- von Buttlar, C. (1996). Erhaltung pflanzengenetischer Ressourcen über den Weg der energetischen Nutzung von Ganzpflanzen am Beispiel von Wintergerste. Cuvillier, Göttingen, DE.
- Vongvixay, A., Grimaldi, C., Dupas, R., Fovet, O., Birgand, F., Gilliet, N., Gascual-Oudou, C. (2018). Contrasting suspended sediment export in two small agricultural catchments: Cross-influence of hydrological behaviour and landscape degradation or stream bank management. *Land Degradation and Development* 29, 1385-1396.

Walter, C., Merot, P., Layer, B., Dutin, G. (2003). The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management* 19, 201-207.

Wasilewicz-Pszczółkowska, M., Sroda-Murawska, S., Senetra, A. (2015). Determinants of tourism development in areas of high natural value. *Research for Rural Development* 1, 208-215.

Wendt, H. (1951). Der Einfluss der Hecken auf den landwirtschaftlichen Ertrag. *Erdkunde*, 5 (2), 115-125. Retrieved from www.jstor.org/stable/25635656.

Williams, N.M., Crone, E.E., Roulston, T. H., Minckley, R.L., Packer, L., Potts, S.G. (2010). Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation* 143 (10), 2280-2291.

Winfree, R., Kremen, C. (2009). Are ecosystem services stabilized by differences among species? A test using crop pollination. *Proceedings. Biological sciences* 276, 229-237.

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

Wolton, R., Pollard, K., Goodwin, A., Norton, L. (2014). Regulatory services delivered by hedges: The evidence base. Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), UK, Report of project LM0106.

Wolton, R. (2015). Life in a hedge. *British Wildlife*, 306-316.

Wu, T., Zhang, P., Zhang, L., Wang, J., Qu, M., Zhou, X., Wang, G.G. (2018). Relationships between shelter effects and optical porosity: A meta-analysis for tree windbreaks. *Agricultural and Forest Meteorology* 259, 75-81.

Xiao, B., Qinghai W., Huifang W., Juying W., Dingfang Y. (2012). The effects of grass hedges and micro-basins on reducing soil and water loss in temperate regions: A case study of Northern China, *Soil and Tillage Research* 122, 22-35.

Yohe, G., Lasco, R., Ahmad, Q., Arnell, N., Cohen, S., Hope, C., Janetos, A., Perez, R. (2007). Perspectives on climate change and sustainability. In: Parry ML, Canziani, O.F., Palutikof, J., van der Linden, P., Hanson, C. (Hrsg.). 811-841: Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group ii to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, UK und New York, USA.

Zub, K., Sönnichsen, L., Szafrńska, P. (2008). Habitat requirements of weasels *Mustela nivalis* constrain their impact on prey populations in complex ecosystems of the temperate zone. *Oecologia* 157 (4), 571-582.

Zwölfer, H. (1982). Tiere und Hecken - Einführung in den Themenkreis. Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge. 61-63.

Erstellt durch:

Bundesamt für Wasserwirtschaft

Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt

Pollnbergstraße 1, 3252 Petzenkirchen

baw.at/wasser-boden-ikt.at

im Auftrag des Landes Niederösterreich

www.noel.gv.at

