

Landschaftszerschneidung und Biodiversität: Barrieren oder Ausbreitungswege?

Manuela Di Giulio und Michael Nobis

WSL Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf
manuela.digiulio@wsl.ch, michael.nobis@wsl.ch

Der Bau von Strassen, Bahnlinien und Siedlungen zerstört und zerschneidet die Lebensräume vieler Tier- und Pflanzenarten, was zur Verkleinerung und räumlichen Trennung ihrer Bestände führen kann. Barrieren in der Landschaft be- oder verhindern den Austausch von Individuen und somit die genetische Durchmischung der Bestände; langfristig können so genetische Probleme wie Inzucht entstehen. In Siedlungen und an Verkehrswegen entstehen auch neue, vom Menschen geprägte Lebensräume für Pflanzen und Tiere. Diese können Ersatzlebensräume für Arten der Kultur- und Naturlandschaft sein. Zudem sind Verkehrswege und ihre Randflächen lineare Elemente (Korridore) in der Landschaft, entlang derer sich Arten ausbreiten und neue Gebiete besiedeln können.

1 Einleitung

In der Schweiz dehnte sich in den vergangenen Jahrzehnten die Siedlungsfläche stark aus und die Verkehrsinfrastruktur wurde erheblich ausgebaut. Der Zuwachs an Siedlungen erfolgte hauptsächlich auf Kosten des Kulturlands: zwischen 1979 und 1997 wuchs die Siedlungsfläche um 32 700 Hektaren, d.h. pro Sekunde ging fast ein Quadratmeter Landwirtschaftsfläche verloren (ARE 2005a). Das Siedlungswachstum war regional unterschiedlich stark ausgeprägt: im Schweizer Mittelland und dessen Agglomerationen war es am stärksten, während es im Berggebiet geringer war (Sigmaphan/Metron/Meteotest 2001). Die Schweiz verfügte bereits 1960 über ein dichtes Schienen- und Strassennetz; in den letzten 40 Jahren kamen vor allem Autobahnen und ihre Zubringer dazu. So wuchs das Autobahnnetz von 112 Kilometern im Jahre 1960 auf heute 1706 Kilometer (ARE 2005a). Die Strassendichte in der Schweiz beträgt rund 2,7 km/km² und ist damit eine der dichtesten in Europa. Im Mittelland, dem dichtest besiedelten Gebiet der Schweiz, beträgt die Strassendichte sogar 3 bis 4 km/km² (OGGIER *et al.* 2001). Mit der Verdichtung des Strassennetzes hat auch die Verkehrsdichte

stark zugenommen. Zwischen 1960 und 2000 hat sich die Verkehrsleistung auf der Schiene verdoppelt, der Verkehr auf den Strassen hingegen nahezu verfünffacht. Allein seit 1990 wuchs das Verkehrsaufkommen gesamtschweizerisch um etwa 20 % (Durchschnittlicher Täglicher Verkehr DTV). Diese Entwicklung wurde hauptsächlich durch das Verkehrswachstum in den Agglomerationsgebieten verursacht (ARE 2005a,b).

Die Ausdehnung von Siedlungsflächen, der Ausbau der Verkehrsinfrastruktur und die Zunahme der Verkehrsleistung verändern die Landschaften und damit die Umwelt von Pflanzen und Tieren drastisch. Sie zerstören und zerschneiden naturnahe Lebensräume, gleichzeitig entstehen aber neue vom Menschen geschaffene und durch seine Aktivitäten geprägte Lebensräume. Die Auswirkungen dieser veränderten Landnutzung auf die Biodiversität sind vielfältig (DI GIULIO *et al.* 2008). Seit 2006 erfasst der Bund den Grad der Landschaftszerschneidung, um den Zustand der Landschaft zu überwachen (BFS und BAFU 2006). Als Indikator für den Zerschneidungsgrad wird die effektive Maschenweite verwendet (JAEGER 2000). Diese basiert auf der Wahrscheinlichkeit, dass zwei Tiere, die an zufällig gewähl-

ten Orten in einem bestimmten Gebiet vorkommen, sich begegnen können. Je mehr Barrieren (z. B. Strassen, Siedlungen) die Landschaft zerteilen, desto geringer wird diese Wahrscheinlichkeit und desto kleiner wird die effektive Maschenweite (JAEGER 2003). Zwischen 1885 und 2002 hat die effektive Maschenweite um 70 % abgenommen und die Zerschneidung somit stark zugenommen. Der aktuelle Zerschneidungsgrad und die Stärke des Zerschneidungsprozesses unterscheiden sich zwischen den biogeographischen Regionen der Schweiz: Im Mittelland und im Jura ist er am höchsten, in den Alpen am geringsten (Abb. 1; JAEGER *et al.* 2006; BERTILLER *et al.* 2007).

In den folgenden Kapiteln erläutern wir wichtige Effekte der Verkehrsinfrastruktur und der Verstädterung auf die Biodiversität: Lebensraumverlust (Kap. 2), Lebensraumzerschneidung (Kap. 3) sowie Entstehung neuer Lebensräume (Kap. 4) und neuer Ausbreitungswege (Kap. 5).

2 Lebensraumverlust

Durch den Bau von Strassen und Eisenbahnlinien werden Lebensräume direkt zerstört. Die Wirkungen dieses Lebensraumverlusts auf die verbleibenden Populationen sind von Form und Grösse der Restflächen abhängig (RECK und KAULE 1993). Zudem beeinflussen Strassen die Umgebung durch Veränderung des Mikroklimas, durch Schadstoffe, Lärm und andere Emissionen. Diese vermindern die Lebensraumqualität und führen zu einem indirekten Lebensraumverlust. Schätzungen haben ergeben, dass Strassen 2,5 bis 3,5 Mal soviel Fläche beeinflussen wie die Strasse selbst einnimmt (FORMAN und ALEXANDER 1998). Diese Verminderung der Le-

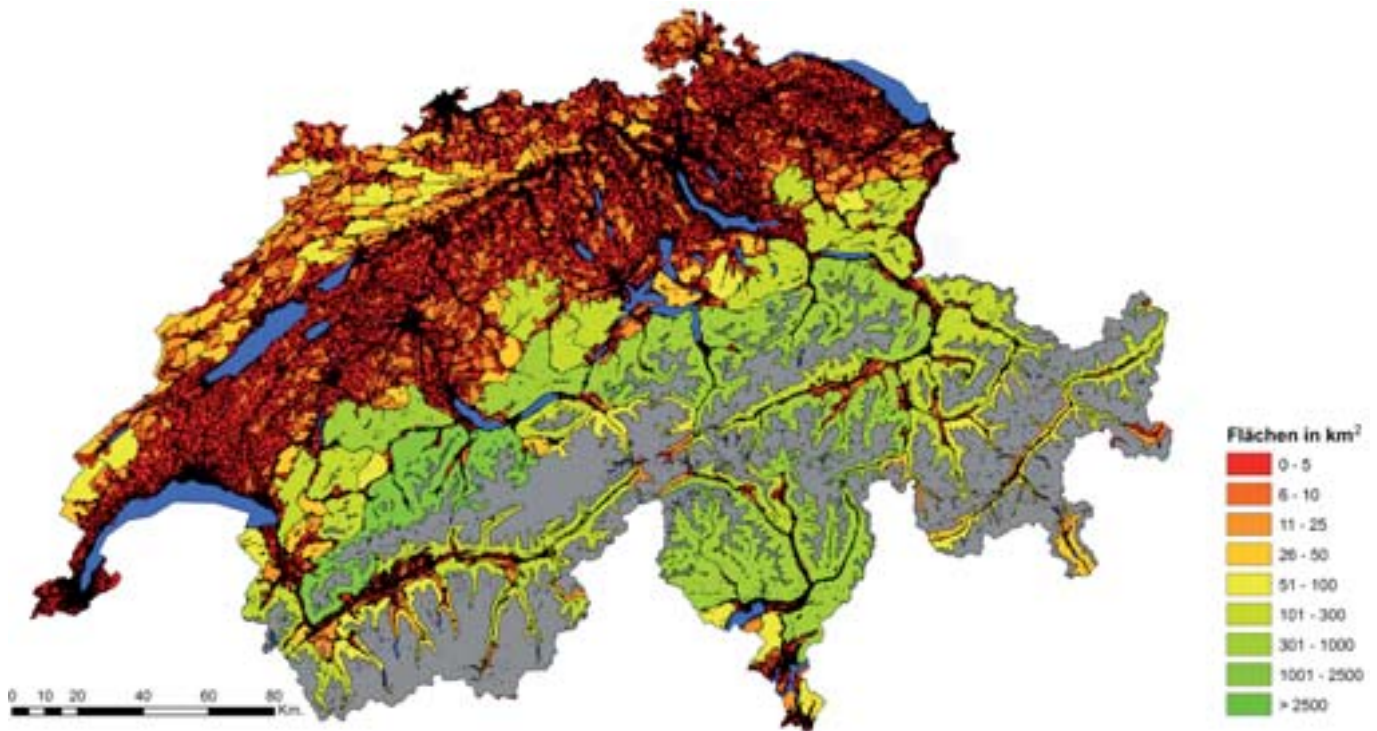


Abb. 1. Zerschneidungskarte der Schweiz für das Jahr 2002 für Landflächen unterhalb von 2100 Metern. Dargestellt sind Trennelemente bis Strassen dritter Klasse (aus BERTILLER *et al.* 2007).

bensraumqualität kann bei Tieren zu einer Abnahme der Populationsdichte oder zu einer Verhaltensänderung führen. So weichen zahlreiche Vögel dem Verkehrslärm aus, was die Bestandsdichte vieler Brutvogelarten vermindert. Die Abnahme der Populationsdichte ist von der Verkehrsdichte und der betroffenen Art abhängig und variiert zwischen 30 % und 100 %. Bis zu welcher Distanz Vögel durch Verkehrslärm gestört werden, hängt von der Verkehrsdichte und dem Lebensraumtyp in der Umgebung der Strasse ab. In offenen Lebensräumen wie Grasland wirkt sich Lärm über weitere Strecken aus als in Wäldern. Bei Autobahnen können Einbussen der Populationsdichte bis zu einer Entfernung von einem Kilometer auftreten. In Regionen mit dichten Strassennetzen und hohen Verkehrsdichten können Verkehrsemissionen somit empfindliche Populationsverluste zur Folge haben (REIJNEN und FOPPEN 2006). Es gibt aber auch Tiere, die sich durch den Verkehrslärm nicht stören lassen, zum Beispiel gewöhnen sich gewisse Fle-

dermausarten an den Verkehrslärm und legen ihre Quartiere in Autobahnbrücken an (GLITZNER *et al.* 1999).

3 Lebensraumzerschneidung

Verkehrswege und Verkehr zerschneiden die Lebensräume vieler Tier- und Pflanzenarten und führen zur Verkleinerung und Isolation von Lebensräumen. Dadurch werden die Populationen der betroffenen Arten auf zu kleine Lebensraumflächen beschränkt, was langfristig ihre Überlebensfähigkeit in einem Gebiet gefährden kann (FORMAN *et al.* 2003). Wichtige Effekte sind Trennwirkung (Kap. 3.1) sowie Verkehrsmortalität (Kap. 3.2); beide können zu einer genetischen Isolation von Populationen (Kap. 3.3) führen.

3.1 Trennwirkung

Strassen können als Barrieren wirken und die Wanderung von Tieren behindern oder verhindern. Ressourcen wie Nah-

rung und Nistplätze werden für Individuen, die Strassen nicht queren können, unerreichbar. Dies kann die Reproduktions- und Überlebensrate von Einzeltieren vermindern und schliesslich die Überlebensfähigkeit der Populationen gefährden (FORMAN und ALEXANDER 1998). Für viele Tiere, besonders für solche die sich auf dem Boden fortbewegen, stellt bereits die Strassenoberfläche eine Barriere dar. Schnecken, Laufkäfer und Wolfsspinnen meiden asphaltierte Strassen, selbst wenn diese schmal sind (MADER *et al.* 1990; WIRTH *et al.* 1999). Bei Kleinsäugetieren beeinflussen sowohl die Beschaffenheit der Strassenoberfläche als auch jene der Strassenränder die Trennwirkung von Strassen. Arten, die hauptsächlich im Wald leben, scheuen Strassen mit offenen Strassenrändern, weil dort die Deckung fehlt (OXLEY *et al.* 1974; MADER 1984). Auch flugfähige Arten können von der Barriere-Wirkung von Strassen betroffen sein. Zum Beispiel vermeiden es Hummeln, Strassen und Bahnlinien zu überfliegen, solange sie in einem Lebensraum

genügend Blüten und damit ausreichend Nahrung finden. Bei Pflanzenarten, welche vorwiegend von Hummeln bestäubt werden, unterbrechen Strassen und Bahnlinien deshalb den Austausch von Erbgut zwischen isolierten Teilpopulationen (BHATTACHARYA *et al.* 2003).

Verkehrswege verursachen häufig eine räumliche Trennung von Lebensraum-Elementen, die nur in ihrer Gesamtheit einen funktionsfähigen Lebensraum ergeben. Viele Tierarten nutzen täglich, im Jahresverlauf oder im Verlauf ihres Lebens unterschiedliche Lebensräume. Wenn Teillebensräume durch Barrieren getrennt werden, können lokale Populationen aussterben (BENNETT 1991). So zerschneiden Verkehrswege den funktionalen Lebensraum von Fledermäusen indem sie zum Beispiel die Schlafquartiere und Jagdgebiete voneinander trennen. Aufgrund ihrer Echoortung fliegen gewisse Fledermausarten bevorzugt entlang von Strukturen wie Hecken und Waldrändern. Strassen können für diese Arten eine Barriere darstellen, wenn sie solche Strukturen unterbrechen. Die Tiere verlieren dann entweder geeignete Jagdgebiete oder sie verbrauchen mehr Energie, weil sie einen Umweg in Kauf nehmen müssen (RICHARZ 2000; BRINKMANN *et al.* 2003).

3.2 Verkehrsmortalität

Eine grosse Anzahl an Tieren kommt jedes Jahr durch Kollisionen mit Fahrzeugen um (VAN DER ZANDE *et al.* 1980; SEILER und HELLDIN 2006). Die Anzahl der Verkehrstopfer an sich sagt jedoch nichts aus über die Wirkung einer Strasse auf die Tierpopulationen, da eine geringe Zahl auch auf eine bereits reduzierte Populationsdichte in der Nähe der Strasse oder auf das Meideverhalten der Tiere zurückgeführt werden kann (FAHRIG *et al.* 1995). Im Allgemeinen sind die Auswirkungen des Verkehrstods auf die Populationsgrösse und deren Überlebensfähigkeit nur für wenige Arten untersucht worden. Bei häufigen Arten wirkt sich die Verkehrsmortalität kaum auf die Populationsgrösse aus. Bei einigen Arten jedoch reduziert die Strassenmortalität den Bruterfolg und damit die Populationsdichte (SEILER und HELLDIN 2006).

Zum Beispiel bei der Schleiereule (*Tyto alba*) und dem Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*): Der Rückgang der Populationsgrösse in verschiedenen europäischen Ländern wird direkt auf die hohe Strassenmortalität zurückgeführt (REIJNEN und FOPPEN 2006). Die Verkehrsmortalität stellt für den Dachs (*Meles meles*) eine der grössten Gefahren dar. In Holland wird die jährliche Mortalität auf 25 % der gesamten Dachspopulation geschätzt und für den Rückgang der Art seit den 1980er Jahren verantwortlich gemacht (VAN DER ZEE *et al.* 1992).

Amphibien unternehmen regelmässig saisonale Wanderungen und sind für die Fortpflanzung auf bestimmte Teillebensräume angewiesen. Verkehrsreiche Strassen, welche die Laichgewässer von den Winterlebensräumen trennen, können zum Tod von Tausenden von Tieren und zum lokalen Aussterben von Amphibien-Populationen führen (HELS und BUCHWALD 2001; PELLET *et al.* 2004). Am stärksten gefährdet sind mobile Arten, welche regelmässige und lange Wanderungen zwischen den Jahreslebensräumen unternehmen (FAHRIG *et al.* 1995; CARR und FAHRIG 2001). Die Erdkröte (*Bufo bufo*) gehört in Mitteleuropa zu den am stärksten betroffenen Arten. Sie zeichnet sich durch eine grosse Laichplatztreue aus und legt zwischen Winterquartier und Laichgewässer weite Strecken (bis 1 km) zurück. Die Sommerquartiere können sogar bis drei Kilometer weit von den Laichplätzen entfernt liegen (GROSSENBACHER 1985).

3.3 Genetische Isolation von Populationen

Trennwirkung und Verkehrsmortalität vermindern den Austausch von Individuen und damit von Genen zwischen Populationen. Populationen, die von Strassen umgeben sind, erhalten weniger Zuwanderer aus anderen Populationen, was den Austausch von Erbgut reduziert und langfristig die Gefahr von Inzucht erhöht. Kleine Populationen haben zudem eine erhöhte Gefahr auszusterben, und isolierte Flächen werden nach dem Aussterben lokaler Populationen kaum neu besiedelt (KELLER und WALLER 2002; KELLER

et al. 2005). Neue genetische Studien weisen nach, dass Strassen als Barrieren wirken und den Austausch von Erbgut zwischen Populationen, die durch Strassen getrennt sind, behindern und die genetische Vielfalt der einzelnen Populationen vermindern können (KUEHN *et al.* 2007). Der Barriere-Effekt ist meistens nicht absolut, sondern unterscheidet sich zwischen Arten und Strassentypen (REH und SEITZ 1990; GERLACH und MUSOLF 2000). Eingezäunte Autobahnen zeigen die stärkste Barriere-Wirkung; die Wirkung der anderen Strassentypen kann nicht bewertet werden, weil viele der bisherigen Studien Strassen im Allgemeinen untersuchten und die einzelnen Strassenkategorien nicht unterschieden (HOLDEREGGER und DI GIULIO submitted).

4 Neue Lebensräume

Im Siedlungsbereich und an Verkehrswegen wie Strassen und Bahnlinien entstehen auch neue Lebensräume für Pflanzen und Tiere. In vielen europäischen Ländern wurde in extensiv genutzten Wiesenstreifen und Böschungen entlang von Strassen und Bahnlinien eine hohe Artenvielfalt von Pflanzen, Reptilien und Insekten festgestellt. Einige dieser Arten verschwanden durch die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung aus angrenzenden Kulturflächen (KLEWEN 1988; GONSETH 1992; EVERSHAM und TELFER 1994; SAARINEN *et al.* 2005). Zum Beispiel kommt in Zürich der Echte Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) – eine ehemals häufigere Art in Feuchtwiesen und Flachmooren – heute besonders entlang von Bahnlinien vor (Abb. 2; LANDOLT 2001). In einer Arbeit über die Vegetation an Nationalstrassenböschungen der Nordschweiz zeigte KLEIN (1980), dass diese Lebensräume wertvolle Trockenwiesen sein können (Abb. 2).

Begleitflächen im Siedlungsbereich, auf Industriearealen und entlang von Bahnlinien und Strassen sind oft durch eine spärliche, offene Vegetation gekennzeichnet. Solche Ruderalstandorte können Ersatzlebensräume für Arten der Kultur- und Naturlandschaft sein. So sind Arten, die ursprünglich auf Kies- und Sandbänken der dynami-



Abb. 2. Randstreifen und Böschungen an Strassen oder Eisenbahnlinien können Rückzugsorte für Arten extensiv genutzter Lebensräume der Kulturlandschaft sein. Bild links: Treppenrasen mit Aufrechtem Ziest (*Stachys recta*). Bild rechts: Hochstaudensaum mit Mädesüss (*Filipendula ulmaria*).

sehen Flussauen vorkamen wie die Hunds-Braunwurz (*Scrophularia canina*) oder das Rosmarin-Weidenröschen (*Epilobium dodonaei*), heute auf Bahnanlagen anzutreffen. In der Stadt Zürich kam das Rosmarin-Weidenröschen 1893 noch auf den Sihlinseln vor; heute besiedelt es Kiesgruben und Bahngelände und ist an der Sihl ausgestorben (LANDOLT 2001). Auch für einige Arten von Äckern ist ein solcher Standortwechsel dokumentiert. Der Schmalblättrige Hohlzahn (*Galeopsis angustifolia*) wurde von NAEGELI und THELLUNG (1905) als häufiges Ackerunkraut im Kanton Zürich beschrieben; heute kommt er fast nur noch in Bahnanlagen vor (LANDOLT 2001). Ruderalstandorte bieten jedoch nicht nur einheimischen und seit längerem im Gebiet vorkommenden Arten Lebensraum; diese Flächen zeichnen sich besonders durch einen hohen Anteil an Neophyten aus (NAEGELI und THELLUNG 1905; WEBER 1999; STÖCKLIN *et al.* 2003). Neophyten sind Pflanzenarten, die erst nach dem Jahr 1500 in der Schweiz auftraten. Sie sind wärmeliebend, kommen vor allem in den Tieflagen vor und werden durch vege-

tationsarme Standorte mit geringer Konkurrenz durch andere Arten gefördert. Neben den spontan auftretenden Neophyten, werden zur Begrünung entlang von Verkehrswegen und im Siedlungsgebiet häufig auch fremdländische Arten gepflanzt. Einige von ihnen verwildern und können als invasive Neophyten sogar in Wälder eindringen (NOBIS 2008).

Neue Lebensräume an Verkehrswegen und im Siedlungsbereich können durch ein Habitatmosaik aus extensiv genutzten Grünflächen, Gehölzen und Ruderalstandorten und durch die unterschiedliche Herkunft der Arten nicht nur besonders artenreich, sondern auch Lebensraum gefährdeter Arten sein. So wurden auf einer 235 ha grossen Fläche des Basler DB-Rangierbahnhofs 424 Gefässpflanzenarten gefunden, von denen 33 Arten in der Roten Liste der Schweiz aufgeführt sind (BIRRER *et al.* 2003). In vielen Lebensräumen ist die Artenvielfalt jedoch reduziert, weil der Aufwuchs zu intensiv bekämpft wird, die Flächen zu häufig gemäht oder befahren werden, der Unterhalt ungünstig ist (z. B. Mulchen statt Mahd) oder die Schadstoff-

belastung hoch ist (JANTUNEN *et al.* 2006; ZWAENEPOEL *et al.* 2006). Zudem werden viele Flächen mit fremdländischen oder nicht standortgerechten Saatgutmischungen und Gehölzen begrünt (KLEIN 1980; WEGELIN 1984), wodurch die Artenvielfalt vermindert sein kann. Die Anlage und die Bewirtschaftung (bzw. der Unterhalt) solcher Flächen ist somit – wie bei vielen anderen Lebensräumen auch – für die Artenvielfalt und die Artenzusammensetzung von zentraler Bedeutung (VALTONEN *et al.* 2007).

5 Ausbreitungswege

Verkehrswege mit ihren Randbereichen sind lineare Korridorelemente in der Landschaft. Sie können Pflanzen und Tieren nicht nur als Lebensräume sondern auch zur Ausbreitung dienen (BENNETT 1991).

Die Ausbreitung ist besonders auffällig, wenn entlang dieser Strukturen neue Arten in ein Gebiet einwandern. Bekannte Beispiele sind Eisenbahn-Neophyten wie der Purpur-Storchschnabel (*Geranium purpureum*), der sich auf dem Eisenbahnnetz innerhalb weniger Jahrzehnte aus dem Mittelmeerraum nach Mitteleuropa ausbreitete (Abb. 3; HUBER 1992; HÜGIN *et al.* 1995; TOFTS 2004). Das Schmalblättrige Greiskraut (*Senecio inaequidens*) breitet sich aktuell in der Nordschweiz entlang von Bahnlinien und Strassen aus (BRANDES 1993; STÖCKLIN *et al.* 2003), nachdem es bereits Ende des 19. Jahrhunderts mit Schafwolle aus Südafrika nach Europa eingeschleppt wurde. Eine Studie aus Belgien fand an verschmutzten Autos 33 Pflanzenarten (ZWAENEPOEL *et al.* 2006) und in Autobahntunneln von Berlin konnten mit Samenfallen sogar 204 Pflanzenarten nachgewiesen werden. Der durch die Fahrzeuge bedingte jährliche Samenniederschlag belief sich auf 635 bis 1579 Samen/m², wobei der Transport häufig über grössere Entfernungen erfolgte (VON DER LIPPE und KOWARIK 2007). Das Vorkommen der Aufrechten Ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) im Tessin wird teilweise ebenfalls auf den Samentransport im Reifenprofil von Autos aus Norditalien zurückgeführt (CIOTTI und MASPOLI 2004).

Auch Tiere können sich entlang von

Bahnlinien oder Strassenrändern ausbreiten. Die Südliche Grille (*Eumodicoryllus bordigalensis*) besiedelt Schotterstandorte und breitet sich derzeit aus dem Tessin entlang von Bahnlinien Richtung Norden aus (BAUR *et al.* 2006). Neue genetische Studien deuten ferner darauf hin, dass bei wenig mobilen Tierarten lineare Landschaftselemente den Austausch von Individuen zwischen Populationen fördern können. Bei einer in der Schweiz häufigen Laubheuschrecke, Roesels Beisschrecke (*Metrioptera roeseli*), konnte nachgewiesen werden, dass Böschungen und Strassenränder den Austausch von Erbgut zwischen räumlich getrennten Populationen fördern (HOLZHAUER *et al.* 2006). Auch bei Schnecken und Fröschen konnte gezeigt werden, dass Individuen Bahnböschungen und Strassenränder zur Ausbreitung nutzen

und dass diese Landschaftselemente den Austausch von Erbgut zwischen Populationen fördern (ARNAUD 2003; JOHANSSON *et al.* 2005).

6 Auswirkungen auf die Biodiversität

Der Bau von Verkehrswegen und die Zunahme von Siedlungsflächen verändert die Landschaft drastisch. Arten reagieren unterschiedlich auf diese Veränderungen der Landnutzung. Gewisse Arten sind gegenüber menschlichen Aktivitäten tolerant und nutzen neue, vom Menschen geprägte Lebensräume; sie können städtische Gebiete besiedeln und werden durch die Verstädterung gefördert. Gewisse Arten jedoch reagieren empfindlich auf Störungen, die vom Menschen verursacht

werden, und verschwinden zuerst lokal und danach regional; sie werden durch die Verstädterung gefährdet. Insgesamt nimmt die Artenvielfalt nicht unbedingt ab, weil der Schwund an empfindlichen Arten durch die Zunahme an toleranten Arten aufgehoben werden kann; die Zusammensetzung der Arten hingegen verändert sich markant. Abbildung 4 zeigt dies am Beispiel der Stadt Zürich (Nobis unveröffentlichte Daten). Bei zunehmender Versiegelung des Bodens durch Gebäude und Strassen bleibt die Gesamtartenzahl der Gefässpflanzen pro Quadratkilometer etwa gleich; die Artenzusammensetzung hingegen verändert sich drastisch. Der Anteil an Neophyten wächst mit zunehmendem Versiegelungsgrad des Bodens, während der Anteil an ursprünglich einheimischen Pflanzenarten zurückgeht. Verkehrs-



Abb. 3. Der Purpur-Storchnabel (*Geranium purpureum* Vill.) ist einer der erfolgreichsten Eisenbahn-Neophyten Mitteleuropas (grosses Bild und kleines Bild rechts oben). Er wurde lange Zeit übersehen, da er dem verbreiteten Ruprechtskraut (*Geranium robertianum* L. s.str.; Bild rechts unten) sehr ähnlich ist und teilweise lediglich als Unterart angesehen wird.

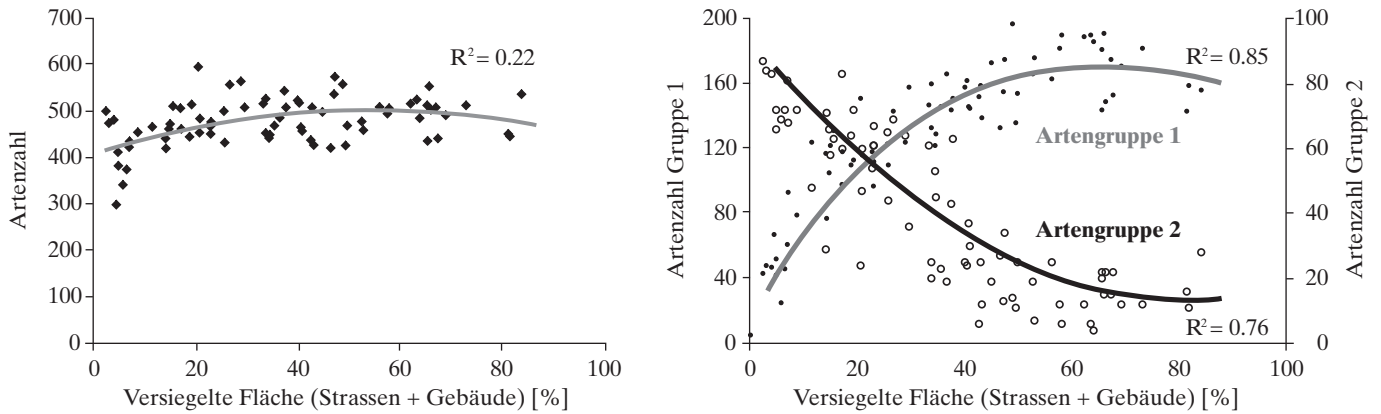


Abb. 4. Veränderungen der Artenvielfalt von Gefäßpflanzen bei zunehmender Versiegelung in der Stadt Zürich. Bild links: Die Gesamtartenzahl auf einem Quadratkilometer reagiert kaum auf den Versiegelungsgrad. Bild rechts: Aufteilung in zwei Artengruppen, die deutlich unterschiedlich reagieren. Artengruppe 1 weist einen hohen Neophyten-Anteil auf, Artengruppe 2 hat einen hohen Anteil ursprünglich einheimischer Arten. Die Gruppenbildung erfolgte durch numerische Klassifikation der Verbreitungsmuster ohne Berücksichtigung des Siedlungsgradienten (Verbreitungsdaten aus LANDOLT 2001).

wege und Siedlungsflächen sind somit für gewisse Arten Barrieren und für andere Arten Ausbreitungswege und Lebensraum; sie verändern die Biodiversität (besonders die Artenzusammensetzung) eines Gebietes, weil sie gewisse Arten gefährden und andere fördern.

Dank

Wir danken der Bristol-Stiftung und Novatlantis für die Finanzierung der Literaturstudie «Landschaftszerschneidung: Ein Problem für Natur und Mensch». Rolf Holderegger und Silvia Tobias haben die Studie initiiert und betreut: herzlichen Dank für die gute Zusammenarbeit und Betreuung. Besonderer Dank gilt auch Thomas Wohlgenuth für die gemeinsamen Arbeiten im WSL-Projekt «Floristische Muster in Ballungsräumen» sowie Silvia Tobias für die Unterstützung im WSL-Programm «Landschaft im Ballungsraum».

7 Literatur

- ARE (Amt für Raumentwicklung), 2005a: Raumentwicklungsbericht 2005. Bern, UVEK.
- ARE (Amt für Raumentwicklung), 2005b: Agglomerationsverkehr. Monitoring Urbaner Raum Schweiz. Bern, UVEK.
- ARNAUD, J.F., 2003: Metapopulation genetic structure and migration pathways in the land snail *Helix aspersa*: influence of landscape heterogeneity. *Landscape Ecol.* 18: 333–346.
- BAUR, B.; BAUR, H.; ROESTI, C.; ROESTI, D., 2006: Die Heuschrecken der Schweiz. Bern, Haupt. 352 S.
- BENNETT, A.F., 1991: Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In: SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. (Hrsg.) *The role of corridors*. Chipping Norton, Surrey Beatty. 99–117.
- BERTILLER, R.; SCHWICK, C.; JAEGER, J., 2007: Landschaftszerschneidung Schweiz: Zerschneidungsanalyse 1885–2002 und Folgerungen für die Verkehrs- und Raumplanung. Bern, ASTRA.
- BFS (Bundesamt für Statistik); BAFU (Bundesamt für Umwelt) 2006: Umweltstatistik Schweiz in der Tasche 2006. Bern, BAFU.
- BHATTACHARYA, M.; PRIMACK, R.B.; GERWEIN, J., 2003: Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? *Biol. Conserv.* 109: 37–45.
- BIRRER, S.; BRODTBECK, T.; KIENZLE, U., 2003: Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta). In: BURCKHARDT, D.; BAUR, B.; STUDER, A. (Hrsg.) *Fauna und Flora auf dem Eisenbahngelände im Norden Basels*. Basel, Entomologische Gesellschaft Basel. 45–70.
- BRANDES, D., 1993: Eisenbahnanlagen als Untersuchungsgegenstand der Geobotanik. *Tuexenia* 13: 415–444.
- BRINKMANN, R.; BACH, L.; BIEDERMANN, M.; DIETZ, M.; DENSE, C.; FIEDLER, W.; FUHRMANN, M.; KIEFER, A.; LIMPENS, H.; NIERMANN, I.; SCHORCHT, W.; RAHMEL, U.; REITER, G.; SIMON, M.; STECK, C.; ZAHN, A., 2003: Querungshilfen für Fledermäuse – Schadensbegrenzung bei der Lebensraumzerschneidung durch Verkehrsprojekte. Gundelfingen, Arbeitsgemeinschaft Querungshilfen.
- CARR, L.W.; FAHRIG, L., 2001: Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conserv. Biol.* 15: 1071–1078.
- CIOTTI, W.; MASPOLI, G., 2004: *Ambrosia artemisiifolia*. Monitoring im Tessin. Lugano, Museo cantonale di storia naturale. 12 S.
- DI GIULIO, M.; HOLDEREGGER, R.; BERNHARDT, M.; TOBIAS, S., 2008: Zerschneidung der Landschaft in dicht besiedelten Gebieten. Eine Literaturstudie zu den Wirkungen auf Natur und Mensch und Lösungsansätze für die Praxis. Bern, Haupt.
- EVERSHAM, B.; TELFER, M.G., 1994: Conservation value of roadside verges for stenotopic heathland Carabidae: corridors or refugia? *Biodiv. Conserv.* 3: 538–545.
- FAHRIG, L.; PEDLAR, J.H.; POPE, S.E.; TAYLOR, P.D.; WEGNER, J.F., 1995: Effect of road traffic on amphibian density. *Biol. Conserv.* 73: 177–182.
- FORMAN, R.T.T.; ALEXANDER, L.E., 1998: Roads and their major ecological effects. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 29: 207–231.
- FORMAN, R.T.T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J.A.; CLEVINGER, A.P.; CUTSHALL, C.D.; DALE, V.H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.;

- GOLDMAN, C.R.; HEANUE, K.; JONES, J.A.; SWANSON, F.J.; TURRENTINE, T.; WINTER, T.C., 2003: Road ecology. Washington, Island Press. 481 S.
- GERLACH, G.; MUSOLF, K., 2000: Fragmentation of landscapes as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conserv. Biol.* 14: 1066–1074.
- GLITZNER, I.; BEYERLEIN, P.; BRUGGER, C.; EGERMANN, F.; PAILL, W.; SCHLÖGEL, B.; TATARUCH, F., 1999: Literaturstudie zu anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen von Strassen auf die Tierwelt. Graz, Magistrat der Stadt Wien.
- GONSETH, Y., 1992: La faune des Lépidoptères diurnes (Rhopalocera) des talus routiers et ferroviaires du Jura neuchâtelois. *Mitt. Schweiz. Entomol. Ges.* 65: 413–430.
- GROSSENBACHER, K., 1985: Amphibien und Verkehr. Bern, KARCH.
- HELIS, T.; BUCHWALD, E., 2001: The effect of road kills on amphibian populations. *Biol. Conserv.* 99: 331–340.
- HOLDEREGGER, R.; DI GIULIO, M.: The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Ecol. Soc.* submitted.
- HOLZHAUER, S.I.J.; EKSCHEMITT, K.; SANDER, A.C.; DAUBER, J.; WOLTERS, V., 2006: Effect of historic landscape change on the genetic structure of the bush-cricket *Mettioptera roeseli*. *Landscape Ecol.* 21: 891–899.
- HUBER, W., 1992: Expansion of species of phanerogams at anthropogenic habitats of northern Switzerland. *Bot. Helv.* 102: 93–108.
- HÜGIN, G.; MAZOMEIT, J.; WOLFF, P., 1995: *Geranium purpureum* – Ein weit verbreiteter Neophyt auf Eisenbahnschotter in Südwestdeutschland. *Florist. Rd.br.* 29, 1: 37–41.
- JAEGER, J.A.G., 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecol.* 15: 115–130.
- JAEGER, J.A.G., 2003: Landschaftszerschneidung. In: KONOLD, W.; BÖCKER, R.; HAMPICKE, U. (Hrsg.) *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Landsberg, Ecomed.
- JAEGER, J.; BERTILLER, R.; SCHWICK, C., 2006: Umweltindikator Landschaftszerschneidung in der Schweiz. *Nat.schutz Landsch.plan.* 38: 347–350.
- JANTUNEN, J.; SAARINEN, K.; VALTONEN, A.; SAARNIO, S., 2006: Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. *Ann. Bot. Fenn.* 43: 107–117.
- JOHANSSON, M.; PRIMMER, C.R.; SAHLSTEN, J.; MERILA, J., 2005: The influence of landscape structure on occurrence, abundance and genetic diversity of the common frog, *Rana temporaria*. *Glob. Chang. Biol.* 11: 1664–1679.
- KELLER, I.; EXCOFFIER, L.; LARGIADÈR, C.R., 2005: Estimation of effective population size and detection of a recent population decline coinciding with habitat fragmentation in a ground beetle. *J. Evol. Biol.* 18: 90–100.
- KELLER, L.F.; WALLER, D.M., 2002: Inbreeding effects in wild populations. *Trends Ecol. Evol.* 17: 230–241.
- KLEIN, A., 1980: Die Vegetation an Nationalstrassenböschungen der Nordschweiz und ihre Eignung für den Naturschutz. Zürich, Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Tech. Hochsch., Stift. Rübel Zür. 72.
- KLEWEN, R., 1988: Verbreitung, Ökologie und Schutz von *Lacerta agilis* im Ballungsraum Duisburg/Oberhausen. *Mertensiella* 1: 178–194.
- KUEHN, R.; HINDENLANG, K.; HOLZGANG, O.; SENN, J.; STOECKLE, B.; SPERISEN, C., 2007: Genetic effect of transportation infrastructure on roe deer populations (*Capreolus capreolus*). *J. Hered.* 98: 13–22.
- LANDOLT, E., 2001: Flora der Stadt Zürich. Basel, Birkhäuser. 1421 S.
- MADER, H.J., 1984: Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biol. Conserv.* 29: 81–96.
- MADER, H.J.; SCHELL, C.; KORNACKER, P., 1990: Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biol. Conserv.* 54: 209–222.
- NAEGELI, O.; THELLUNG, A., 1905: Die Flora des Kantons Zürich. 1. Teil: Die Ruderal- und Adventivflora des Kantons Zürich. *Vierteljahrsschr. Nat.forsch. Ges. Zür.* 50: 1–82.
- NOBIS, M., 2008: Invasive Neophyten auch im Wald? *Wald Holz* 89, 8: 46–49.
- OGGIER, P.; RIGHETTI, A.; BONNARD, L., 2001: Zerschneidung von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastrukturen COST 341. Bern, BUWAL.
- OXLEY, D.J.; FENTON, M.B.; CARMODY, G.R., 1974: The effects of roads on populations of small mammals. *J. Appl. Ecol.* 11: 51–59.
- PELLET, J.; GUIBAN, A.; PERRIN, N., 2004: A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European tree frog in an agricultural landscape. *Conserv. Biol.* 18: 1599–1606.
- RECK, H.; KAULE, G., 1993: Strassen und Lebensräume. Ermittlung und Beurteilung strassenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. In: Bundesministerium für Verkehr (Hrsg.) *Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik*. Bonn-Bad Godesberg, Bundesministerium für Verkehr.
- REH, W.; SEITZ, A., 1990: The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biol. Conserv.* 54: 239–249.
- REIJNEN, R.; FOPPEN, R., 2006: Impact of road traffic on breeding bird populations. In: DAVENPORT, J.; DAVENPORT, J.L. (Hrsg.) *The ecology of transportation: managing mobility for the environment*. Dordrecht, Springer.
- RICHARZ, K., 2000: Auswirkungen von Verkehrsstrassen auf Fledermäuse. *Laufener Semin.beitr.* 00,2: 71–84.
- SAARINEN, K.; VALTONEN, A.; JANTUNEN, J.; SAARNIO, S., 2005: Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance? *Biol. Conserv.* 123: 403–412.
- SEILER, A.; HELLDIN, J.-O., 2006: Mortality in wildlife due to transportation. In: DAVENPORT, J.; DAVENPORT, J.L. (Hrsg.) *The ecology of transportation: managing mobility for the environment*. Dordrecht, Springer.
- Sigmatplan/Metron/Meteotest, 2001: Landschaft unter Druck. 2. Fortschreibung 1984–1995. Bern, ARE, BUWAL.
- STÖCKLIN, J.; SCHAUB, P.; OJALA, O., 2003: Häufigkeit und Ausbreitungsdynamik von Neophyten in der Region Basel: Anlass zur Besorgnis oder Bereicherung? *Bauhinia* 17: 11–23.
- TOFTS, R.J., 2004: *Geranium purpureum* Vill. *J. Ecol.* 92: 720–731.
- VALTONEN, A.; SAARINEN, K.; JANTUNEN, J., 2007: Intersection reservations as habitats for meadow butterflies and diurnal moths: Guidelines for planning and management. *Landscape Urban Plan.* 79: 201–209.
- VAN DER ZANDE, A.N.; TER KEURS, W.J.; VAN DER WEIJDEN, W.J., 1980: The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long-distance effect. *Biol. Conserv.* 18: 299–321.
- VAN DER ZEE, F.F.; WIERTZ, J.; TER BRAAK, C.J.F.; VAN APeldoorn, R.C.; VINK, J., 1992: Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biol. Conserv.* 61: 17–22.
- VON DER LIPPE, M.; KOWARIK, I., 2007: Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conserv. Biol.* 21: 986–996.

- WEBER, E., 1999: Gebietsfremde Arten der Schweizer Flora – Ausmass und Bedeutung. *Bauhinia* 13: 1–10.
- WEGELIN, T., 1984: Schaffung artenreicher Magerwiesen auf Strassenböschungen. Veröff. Geobot. Inst. Eidgenöss. Tech. Hochsch., Stift. Rübel Zür. 82.
- WIRTH, T.; OGGIER, P.; BAUR, B., 1999: Effect of road width on dispersal and genetic population structure in the land snail *Helicella itala*. *Z. Ökol. Nat.schutz* 8: 23–29.
- ZWAENEPOEL, A.; ROOVERS, P.; HERMY, M., 2006: Motor vehicles as vectors of plant species from road verges in a suburban environment. *Basic Appl. Ecol.* 7: 83–93.

Abstract

Landscape fragmentation and biodiversity: barriers or migration corridors?

In recent decades, Switzerland has experienced extensive urbanisation. Urbanisation destroys, alters and dissects natural and semi-natural habitats, and at the same time, also creates new habitats. Transport infrastructure is a prominent component of urban land-use, and road and traffic densities are generally high in urbanised landscapes. Several studies indicate a general fragmentation effect of roads and traffic on populations of animal species, due to inaccessibility of resources, increased road mortality and subdivision of populations. Traffic infrastructure and their verges, however, often provide new habitats for plant and animal species. They are characterised by a high amount of non-native species, but are also valuable habitats for endangered species of agricultural landscapes. In addition, they act as migration corridors for non-native and native species and, in combination with urban habitats, facilitate the biological invasion of landscapes.

Keywords: biodiversity; habitat loss; habitat fragmentation; densely populated landscapes; urbanisation, Europe.