

Raumnutzung und Überleben weiblicher Ringelnattern ("Natrix natrix helvetica", Lacépède 1789) in einer Agrarlandschaft

Autor(en): **Hofer, Ulrich / Wisler, Christine**

Objektyp: **Article**

Zeitschrift: **Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern**

Band (Jahr): **68 (2011)**

PDF erstellt am: **15.09.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-324186>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

ULRICH HOFER & CHRISTINE WISLER¹

Raumnutzung und Überleben weiblicher Ringelnattern (*Natrix natrix helvetica*, Lacépède 1789) in einer Agrarlandschaft

Zusammenfassung

In dieser Studie wurden Raumnutzung und Überleben weiblicher Ringelnattern im Grossen Moos, einer intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft, untersucht. Hierzu wurden in den Jahren 2005–2011 insgesamt 22 Weibchen über Zeiträume von 21 bis 400 Tagen radiotelemetrisch überwacht. Die Schlangen wurden in drei Sektoren mit unterschiedlichen Inselementen innerhalb einer Matrix aus landwirtschaftlichen Nutzflächen (LN) gefangen: 1) am Rand eines Mischwaldes, 2) in Resten der ursprünglichen Kulturlandschaft, heute Naturschutzgebiete (NSG), 3) in ökologischen Ausgleichsflächen (ÖAF).

Von den 537 Ortungen der insgesamt 13 für die Analyse der Raumnutzung zurückbehaltenen Tiere entfielen 57% auf Randlagen (Uferzonen, Waldränder, Böschungen), 25% auf Inselemente (NSG, ÖAF, bestockte Flächen) und 18% auf LN. Bei 11 der 13 Tiere gehörten LN zum Habitat, wurden aber ausschliesslich für den Nahrungserwerb und für Ortswechsel genutzt. Die Bedeutung von LN als Habitatbestandteil sinkt mit der Verfügbarkeit von Teichen und stehenden oder strömungsarmen Kanälen als alternative Jagdreviere.

Der Vergleich von Verfügbarkeit und Nutzung der fünf unterschiedenen Makrohabitatstypen anhand einer Compositional Analysis ergab eine signifikante Präferenz für Randlagen, insbesondere für Uferzonen von Teichen und Kanälen.

Der Aktionsraum (Minimum-Konvex-Polygon) einer Schlange ist in der Umgebung von NSG oder ÖAF mit durchschnittlich 15 ha signifikant kleiner als in der Umgebung des Mischwaldes mit 34 ha. Mit permanent Wasser führenden Teichen ausgestattete und artgerecht gepflegte Ökoflächen ermöglichen den Schlangen auf wenigen Hektaren die Deckung ihres Ressourcenbedarfs.

Von den 22 Tieren starben acht im Zeitraum der Datenaufnahme. Die mit dem Kaplan-Meier-Schätzer erhaltene Überlebensrate der Gesamtpopulation weiblicher Ringelnattern nach einem Jahr lag bei 60%.

Die deutliche Präferenz der Ringelnatter für Randlagen bietet Möglichkeiten zur Förderung der Art ohne zusätzlichen Flächenbedarf, z.B. über einen stärker am

¹ Naturhistorisches Museum der Burgergemeinde Bern, Bernastrasse 15, CH-3005 Bern, Schweiz, hofer@nmbe.ch.

Naturschutz orientierten Unterhalt der Uferböschungen stehender und strömungsarmer Kanäle mit Amphibienbesatz.

Schlagwörter: *Natrix natrix*, Ringelnatter, Agrarlandschaft, Raumnutzung, Überlebensrate, Compositional Analysis, Kaplan-Meier-Schätzer, Schweiz.

Die Erhaltung der Artenvielfalt in intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaften stellt für den Naturschutz nach wie vor eine Herausforderung dar. Als Managementoptionen werden überwiegend Kompromisse zwischen zwei kontrastierenden Ansätzen diskutiert: Die Sicherung naturnaher, landwirtschaftlicher Nutzung entzogener Inselemente in einer intensiv bewirtschafteten Matrix einerseits (*land sparing*) und eine grossflächig extensive Bewirtschaftung (*wildlife-friendly farming*) andererseits (vgl. Green et al. 2005). Fischer et al. (2008) diskutieren die beiden Ansätze vor dem Hintergrund einer Skala, welche von grob gerasterten Agrarlandschaften mit harten Wechseln zwischen den Elementen («binäre» Landschaft mit Habitatsinseln) bis zu heterogenen, kleinräumig strukturierten Agrarlandschaften mit weichen Übergängen zwischen den Elementen reicht. Aktuelle Fragestellungen drehen sich z.B. um die erforderliche Anzahl und Grösse von Ausgleichsflächen (Whittingham 2007), den Einfluss der Matrix auf das Raumverhalten von Arten (Eycott et al. 2010) und auf die Durchlässigkeit von Agrarlandschaften (Donald & Evans 2006), um den artgerechten Unterhalt von Feldrändern (Smith et al. 2008) oder generell um die Bedeutung des Managements von Ausgleichsflächen (Tscharncke et al. 2011) und des biologischen Landbaus (Smith et al. 2011) für die Förderung der Biodiversität.

Auf der Skala von Fischer et al. (2008) entspricht das «Grosse Moos», die etwa 90 km² umfassende Ebene zwischen Bieler-, Murten- und Neuenburgersee, dem Typ der binären Agrarlandschaft mit den klar abgrenzbaren Inselementen Naturschutzgebiet, ökologische Ausgleichsfläche und Waldfragment in einer Matrix intensiv bewirtschafteter Fruchtfolgeflächen. Die Landschaft ist durchzogen von einem System von Kanälen, einem dichten Netz von Flurwegen und einigen Hauptverkehrsachsen, die als Ausbreitungsschranken, Korridore und/oder Habitat wirken können. Inwieweit Flächenangebot und Anordnung der Inselemente sowie die dominierende Bewirtschaftungsform einer gefährdeten Art ein längerfristiges Überleben ermöglichen, haben wir exemplarisch für die Ringelnatter (*Natrix natrix helvetica*), die einzige im Grosse Moos heimische Schlangenart, zu beantworten versucht.

Eine populationsgenetische Studie der Ringelnatter ergab, dass die Tiere im Grossen Moos bis heute einer Population ohne erkennbare genetische Barrieren angehören (Meister et al. 2010). Genfluss muss zumindest bis vor Kurzem bestanden haben, und die Landschaft in ihrer bestehenden Konfiguration enthält (noch) keine für die Art relevanten Ausbreitungsschranken. Zwar vermag der populationsgenetische Ansatz die generelle Durchlässigkeit dieser Agrarlandschaft für die Ringelnatter zu beurteilen, die Resultate erlauben jedoch keine Aussagen zur effektiven Nutzung der verfügbaren Landschaftselemente. Die hier vorgestellte

radiotelemetrische Studie untersuchte in Ergänzung zum populationsgenetischen Ansatz die funktionale Bedeutung von Matrix, Inselementen und Randlagen für die Ringelnatter.

Nebst Amphibien als Hauptbeutetiere (Gregory & Isaac 2004) sind geeignete Eiablagestellen eine für die Ringelnatter kritische Ressource, deren Verfügbarkeit Ortswechsel und Raumnutzung der reproduzierenden Weibchen erheblich beeinflussen kann. Um diesen Aspekt anhand einer ausreichend grossen Stichprobe untersuchen zu können, beschränkten wir die Studie auf adulte Weibchen.

Material und Methoden

In den Jahren 2005 bis 2011 untersuchten wir im Grossen Moos mittels Radiotelemetrie die Raumnutzung von 22 weiblichen Ringelnattern. Um eine für das Untersuchungsgebiet möglichst repräsentative Stichprobe zu erhalten, besenderten wir die Tiere in drei Sektoren, die sich bezüglich von der Matrix, hier ausschliesslich landwirtschaftliche Nutzflächen (LN), umgebenen Inselemente unterscheiden: 1) Zehn Weibchen in der Umgebung des Beichwaldes, eines auf einem Moränenzug am Hagneckkanal gelegenen Mischwaldes, 2) fünf Weibchen am Rande seit 20–35 Jahren unter Schutz stehender Reste der ursprünglichen Kulturlandschaft (Naturschutzgebiete, NSG), und 3) sieben Weibchen in 6–12 ha grossen, seit etwa 10 Jahren bestehenden naturnah gepflegten Flächen mit neu angelegten Teichen (ökologische Ausgleichs- und Ersatzflächen, ÖAF).

Die 22 Ringelnatterweibchen wurden in den Monaten April und Mai der Jahre 2005, 2007, 2009 oder 2010 gefangen, unter Narkose mit einem thermosensitiven Sender (Holohil SB-2T) ausgestattet und spätestens 48 Std. nach dem Eingriff am Fangort freigelassen. Die radiotelemetrische Ortung erfolgte anschliessend über einen Zeitraum von bis zu 400 Tagen bei einer offiziellen Lebensdauer der Senderbatterie von 12 Monaten.

Die Schlangen wurden während ihrer aktiven Saison bis zum Verbleib in den Winterquartieren ein- bis zweimal pro Woche und während der Überwinterung durchschnittlich einmal pro Monat geortet. Sichtungen von ausserhalb der Fluchtdistanz der Tiere gaben uns Hinweise auf die Art der Aktivität, auf bevorstehende oder vollzogene Häutung und Beute im Magen.

Bei der Schätzung der Aktionsraumgrösse (*home range size*) folgten wir der Empfehlung von Row & Blouin-Demers (2006) und kombinierten Minimum Convex Polygon (MCP)- und Kernel-Methode (Worton 1989, 1995). Zunächst berechneten wir das MCP und setzten den Glättungsfaktor der Kernel-Methode so, dass die 95%-Kernelfläche dem MCP entsprach. Das MCP ergab schliesslich die Schätzung der Aktionsraumgrösse. Die Kernel-Methode legt über die Ortungen eine Verteilung, welche die Wahrscheinlichkeit schätzt, das Tier in einem bestimmten Bereich innerhalb seines Aktionsraums zu finden. Dies erlaubt die Identifikation von Kernzonen und räumlich explizite Aussagen zur Habitatnutzung.

Für die Analyse der Habitatnutzung setzten wir innerhalb des MCPs einer jeden Schlange dieselbe Anzahl Zufallspunkte, wie für das Tier Ortungen vorlagen. Jeder Lokalisations- und Zufallspunkt wurde einem Makrohabitatstyp zugeordnet. Die proportionale Verfügbarkeit eines Makrohabitats entsprach dem Anteil Zufallspunkte, der auf ihn entfiel. Anhand einer Compositional Analysis (Aebischer et al. 1993) verglichen wir Verfügbarkeit und Nutzung jedes Makrohabitatstyps, ordneten die Makrohabitats nach ihrer Bevorzugung bzw. Meidung durch die Studienpopulation und identifizierten statistisch signifikante Unterschiede in den Präferenzen. Indem sie vom Individuum als Stichprobeneinheit ausgeht und den in der Radiotelemetrie unvermeidlichen Messwiederholungen Rechnung trägt, umgeht die Compositional Analysis die Hauptprobleme konventioneller Analysen der Habitatnutzung. Für die Analyse reduzierten wir die ursprünglich detaillierten Beschreibungen der Ortungen auf fünf klar abgrenzbare Makrohabitatstypen. Die klar differenzierbare Strukturierung des Untersuchungsgebiets erlaubte eine Zuordnung der Ortungen und Zufallspunkte zu je einem der fünf folgenden Makrohabitatstypen:

Fläche	LN	1 landwirtschaftliche Nutzfläche (LN)
	nicht LN	2 offen (Grünland extensiv)
		3 bestockt (Wald, Windschutzstreifen, Gehölze)
Randlage		4 feucht (Uferzone Kanal oder Teich)
		5 trocken (Waldrand, Böschung, Damm)

Offene Flächen ausserhalb der LN sind ausschliesslich extensiv bewirtschaftetes, teilweise mit Kleinstrukturen, Einzelbäumen und Büschen durchsetztes und mit temporär und permanent Wasser führenden Teichen ausgestattetes Grünland innerhalb ökologischer Ausgleichsflächen und Naturschutzgebiete.

Die Überlebensrate wurde anhand der Kaplan-Meier-Methode (Pollock et al. 1989) geschätzt. Die Methode erlaubt die schrittweise Integration von Tieren in die Studienpopulation (*staggered entry design*), d.h. es müssen nicht alle mit Sendern ausgestatteten Individuen zum selben Zeitpunkt ins Untersuchungsgebiet entlassen werden. Da die Methode weder über die Zeit, noch ein über alle Individuen konstantes Überleben voraussetzt, haben wir für die Analyse die Daten aller Erfassungsjahre zusammengelegt. Als Studienbeginn galt die Kalenderwoche des frühesten Datums, an welchem innerhalb eines Jahres die erste Schlange freigesetzt wurde (Woche 0 in Abbildung 8).

Die Analysen führten wir mit dem Programm R (R Development Core Team 2008) und dem zugehörigen Paket *adehabitat* (Calenge 2006) durch. Für GIS-Anwendungen nutzten wir Quantum GIS (QGIS, <http://qgis.org/>) mit den Geoverarbeitungsfunktionen von fTools.

Resultate

Pro Schlange erhielten wir fünf bis 53 Ortungen, die Erfassungszeiträume betrugten 21 bis 400 Tage. Bei acht Tieren lagen zu wenige Ortungen über einen zu kurzen Zeitraum vor, um Aussagen über die Habitatnutzung und eine verlässliche Schätzung der Aktionsraumgrösse zu machen. Ihre Daten flossen lediglich in die Schätzung der Überlebensrate ein. Bei einer weiteren Schlange wurde das 153 ha umfassende MCP statistisch klar als Ausreisser identifiziert und schloss grosse Flächen mit ein, in denen sie sich nie aufgehalten hatte. Dieses Tier wurde vom Vergleich der Aktionsraumgrössen und der Compositional Analysis, welche ebenfalls auf das MCP Bezug nimmt, ausgeschlossen.

Die Aktionsräume der sieben Schlangen in der Umgebung von NSG oder ökologischen Ausgleichsflächen sind mit 14.88 ± 16.4 ha signifikant kleiner als die der sechs Tiere in der Umgebung des Mischwaldes (Abb. 1) mit 34.08 ± 15.7 ha (Mann-Whitney U-Test, $P = 0.018$).

Die Kernel-Methode ergab ein bis vier Kernzonen pro Schlange (75%- und 50%-Aufenthaltswahrscheinlichkeiten) innerhalb ihres Aktionsraums (Abb. 4–6). Diese lagen überwiegend an Ufern stehender Kanäle (14 Kernzonen) oder Teiche (3), in oder am Rand von Windschutzstreifen (3) sowie je einmal in einem Windwurf, einer Berme (Horizontalfläche zwischen Damm und Kanal), einem Schilfstreifen und einer Bahnböschung. Bei zwei Schlangen lag je eine Kernzone in LN.

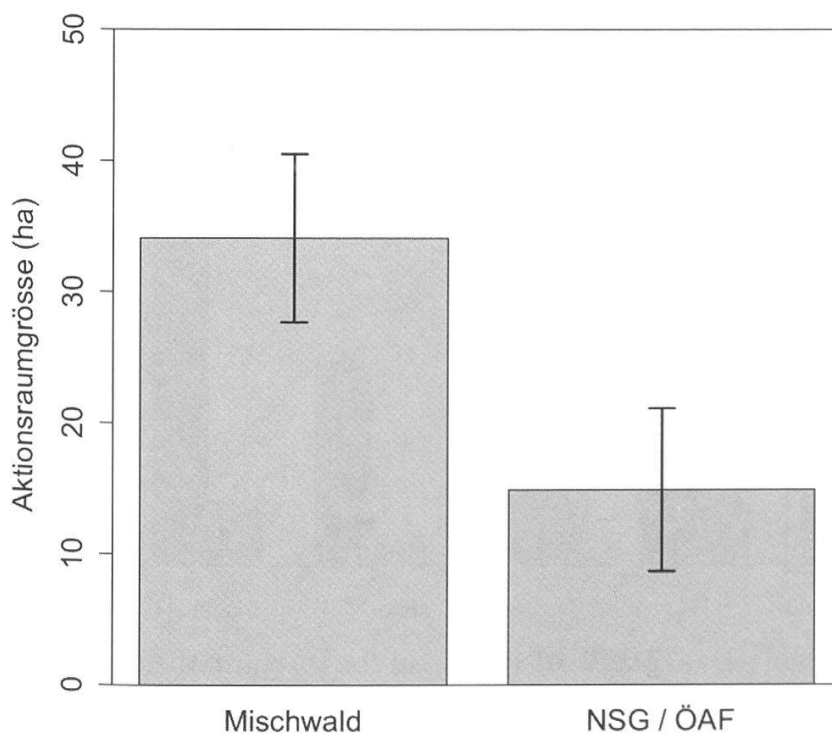


Abbildung 1: Mittlere Grösse der Aktionsräume (*home ranges*) in Hektaren (Mittelwert und Standardfehler) von Ringelnatterweibchen aus der Umgebung des Mischwaldes (N=6) bzw. von Naturschutzgebieten und ökologischen Ausgleichsflächen (N=7).

Von den insgesamt 537 Ortungen entfielen 57% auf Randlagen, 25% auf Inselelemente und 18% auf LN. Zwischen den Schlangen bestanden beträchtliche Unterschiede bezüglich der Nutzungsintensität der unterschiedlichen Makrohabitate. Beispielsweise wurden 11 der 13 Ringelnatterweibchen in LN geortet. Während jedoch in der Umgebung des Mischwaldes 26.5% aller Ortungen auf LN entfielen, lagen bei einem der übrigen Tiere noch 10.8%, bei vier weiteren lediglich eine Ortung in LN. Von den neun Tieren, deren Anzahl Ortungen nicht für detaillierte Auswertungen ausreicht, wurden vier mindestens einmal in LN lokalisiert.

Im Zeitraum der *Eiablage* (Mitte Juni – Mitte Juli) befanden sich sämtliche Weibchen ausserhalb der LN. Im Sektor 1 nutzten fünf Tiere nachweislich denselben Eiablageplatz am Ostrand eines Windschutzstreifens, der bis zu 800 m von den Kernzonen ihrer Aktivität entfernt lag (*Abb. 2*). Die *Überwinterung* erfolgte ausnahmslos ausserhalb der LN in Dämmen, Uferböschungen, Windschutzstreifen und Windwürfen, d.h. in flachem wie geneigtem Gelände unterschiedlicher Beschattung und Witterungsexposition. Zum *Nahrungserwerb* nutzten die Schlangen sowohl Habitatsinseln und Randlagen als auch die Matrix. Als besonders at-

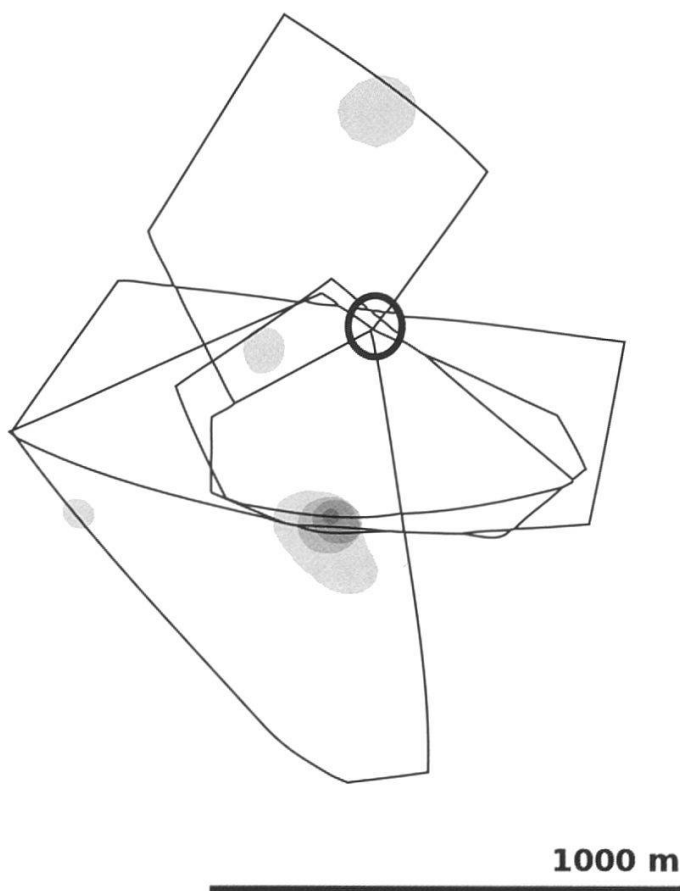


Abbildung 2: Aktionsräume (graue Linien) und Kernzonen (Kernel-Schätzer, 50%-Aufenthaltswahrscheinlichkeit, graue Flächen, z.T. überlappend) der fünf Weibchen aus der Umgebung des Mischwaldes, welche denselben Eiablageplatz nutzten. Der Eiablageplatz (Kreis) liegt an der Peripherie eines jeden der fünf Aktionsräume und in 270–800 m Distanz zu deren Kernzonen.

traktiv erwiesen sich, selbst in der Umgebung von NSG mit Weihern, die Kanäle mit stehendem oder strömungsarmem Wasser. Dies vermutlich wegen der relativ hohen Amphibiendichte an den Uferböschungen, welche die Schlangen mit geringem Aufwand in «eindimensionalen» Bewegungen absuchen können.

Innerhalb der fünf Makrohabitat-kategorien ist der Unterschied zwischen Verfügbarkeit und Nutzung bei LN und Randlagen besonders ausgeprägt (Abb. 3). Die Compositional Analysis ergab einen insgesamt signifikanten Unterschied zwischen Verfügbarkeit und Nutzung ($P < 0.05$). Zwischen den Kategorien sind die Unterschiede oftmals nicht statistisch signifikant. So werden feuchte Randlagen von den Schlangen sämtlichen Flächenelementen signifikant vorgezogen, bestockte Flächen und trockene Randlagen dagegen nur landwirtschaftlichen Nutzflächen.

Von den 22 Weibchen starben acht im Zeitraum der Datenaufnahme, fünf wurden zensiert, d.h. wir verloren das Signal während der Erfassungsperiode, und sieben weitere wurden rechts-zensiert, d.h. überlebten mit einem funktionstüchtigen Sender bis zum Ende der jeweiligen Erfassungsperiode. Mit einer Ausnahme

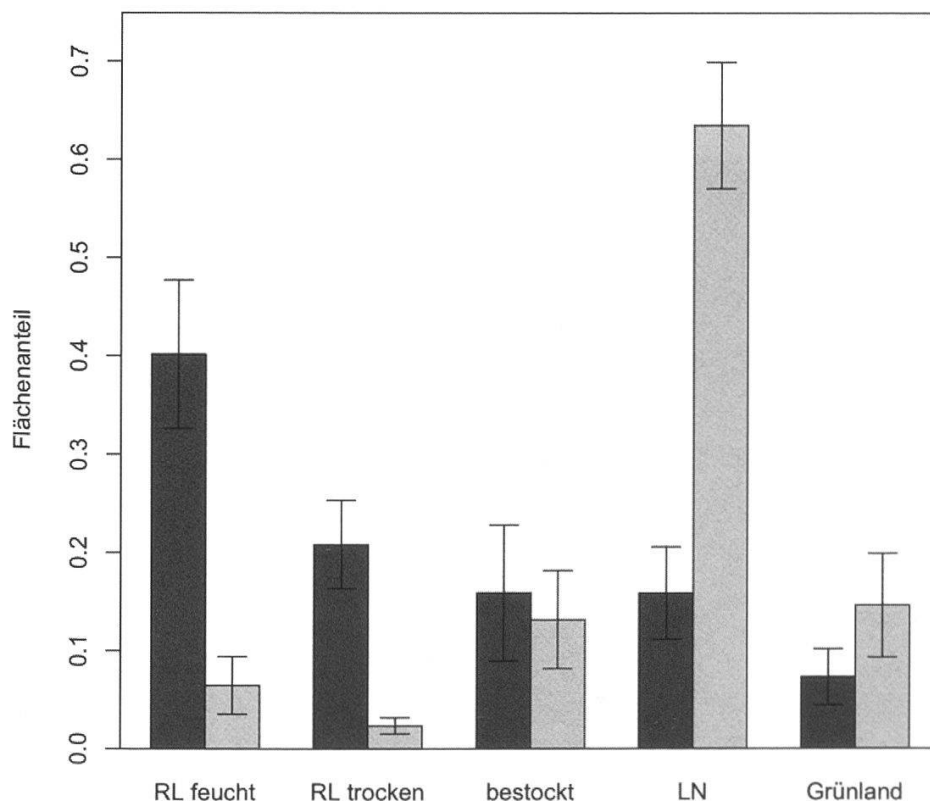


Abbildung 3: Nutzung (dunkle Balken) und Verfügbarkeit der fünf unterschiedenen Makrohabitat-typen. Pro Kategorie sind Mittelwert und Standardfehler der jeweiligen Anteile an der Gesamtzahl der Ortungen bzw. Zufallspunkte innerhalb des Aktionsraums (MCP) von 13 Ringelnatterweibchen dargestellt. RL: Randlage. LN: Landwirtschaftliche Nutzfläche. Weitere Erklärungen zu den Kategorien im Kapitel «Material und Methoden». In der Compositional Analysis wurden Randlagen den Flächenbiotopen signifikant vorgezogen ($P < 0.05$).

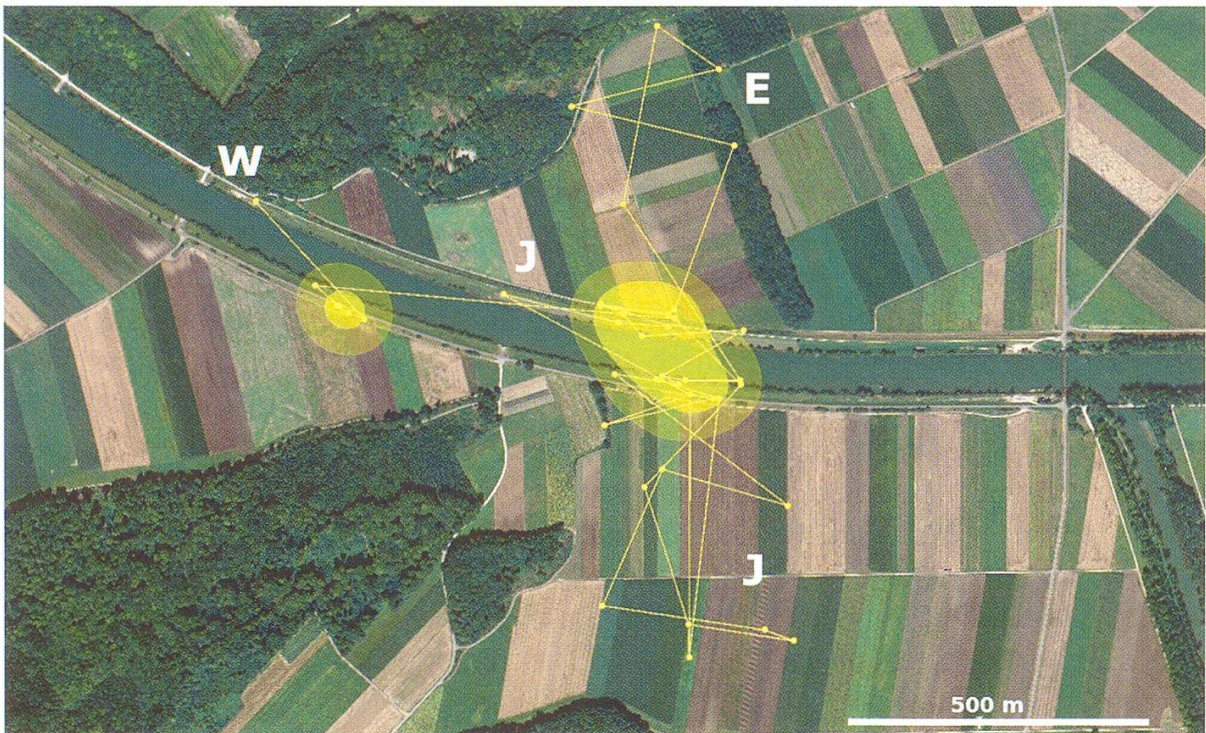


Abbildung 4: Ortswechsel (Linien) und Kernzonen (gelbe Flächen, 50%- und 75%-Aufenthaltswahrscheinlichkeiten) eines Weibchens aus Sektor 1. E: Eiablageplatz, W: Winterquartier, J: Jagdzonen. Die Schlange überquerte im Verlauf ihrer saisonalen Aktivität mehrmals den Hagneckkanal. Aktionsraum (MCP): 53.8 ha. (Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo BA110221)



Abbildung 5: Weibchen aus Sektor 3 am Hauptkanal südöstlich des Dorfes Müntschemier. Die saisonale Aktivität der Schlange spielte sich auf kleinem Raum überwiegend innerhalb der ökologischen Ausgleichsflächen (rosa unterlegt) ab. Aktionsraum (MCP): 7.8 ha. (Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo BA110221)

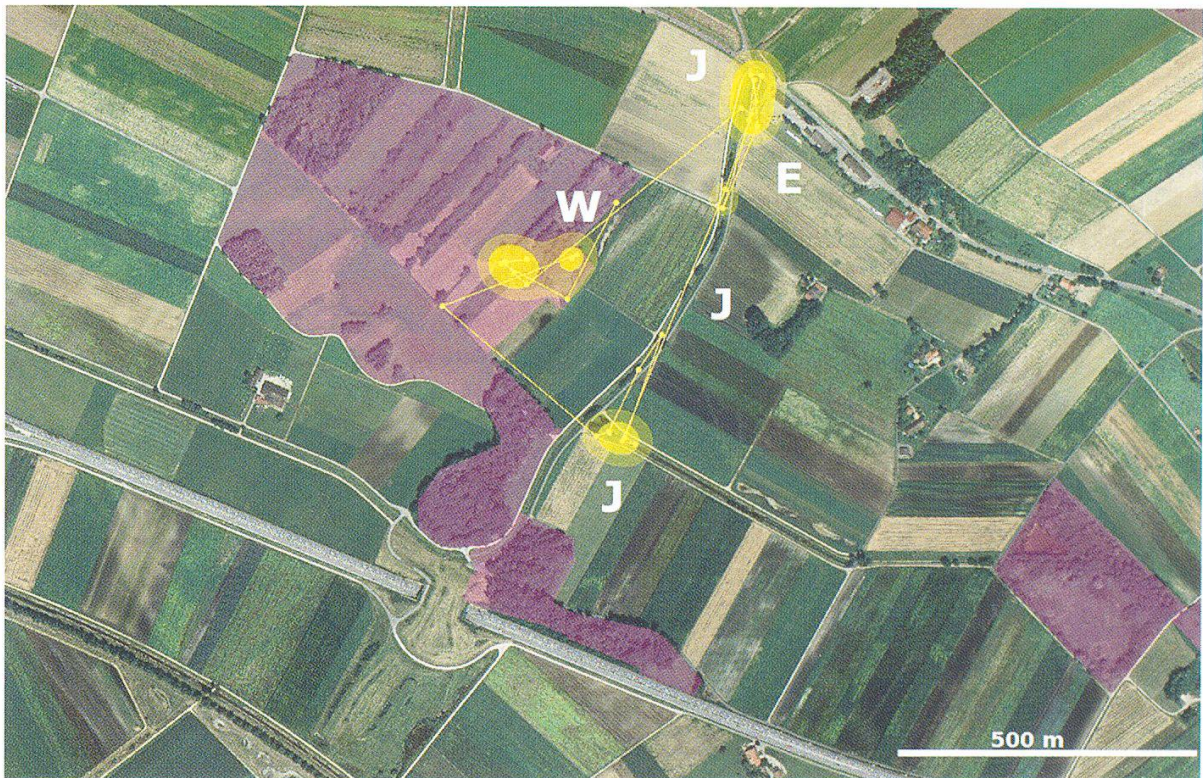


Abbildung 6: Weibchen aus Sektor 2 am Rand des NSG Ziegelmoos-Islerendünen (rosa unterlegt). Die Schlange überwinterte (W) im NSG, Eiablage (E) und Nahrungserwerb (J) erfolgten ausserhalb im Randbereich des Rimmerzbach-Kanals. Aktionsraum (MCP): 13.7 ha. (Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo BA110221)



Abbildung 7: Ringelnatterweibchen in einem Maisfeld in Sektor 1 beim Verdauen eines Beutetiers. (Foto: C. Wisler)

liessen sich von sämtlichen als tot eingestuftem Schlangen nebst dem funktionsfähigen Sender Überreste finden. Für diese Tiere konnte ein Überleben und Ausstossen des Senders ausgeschlossen werden. Insgesamt sechs Tiere starben durch Landmaschinen (Mahd, Kanalunterhalt, Getreideernte) in den Monaten Juni–August, ein Tier durch Maschineneinwirkung im Winterquartier, ein weiteres durch Prädation (ausgeweideter Kadaver). Die mit dem Kaplan-Meier-Schätzer erhaltene Überlebensrate der Gesamtpopulation weiblicher Ringelnattern im Grossen Moos fiel bis zu Beginn der Überwinterung Mitte Oktober auf 65% und lag nach einem Jahr bei 59.8% (Abb. 8). Somit leben jeweils nach einem Jahr noch etwa 60% aller adulten Weibchen.

Von unbesenderten Ringelnattern, die wir während den Feldarbeiten fingen, erhielten wir durch erzwungenes Auswürgen die folgenden zwölf Beutetiere: Acht Erdkröten (*Bufo bufo*), zwei Grasfrösche (*Rana temporaria*) sowie je einen Wasserfrosch (*Rana esculenta*) und eine Blindschleiche (*Anguis fragilis*).

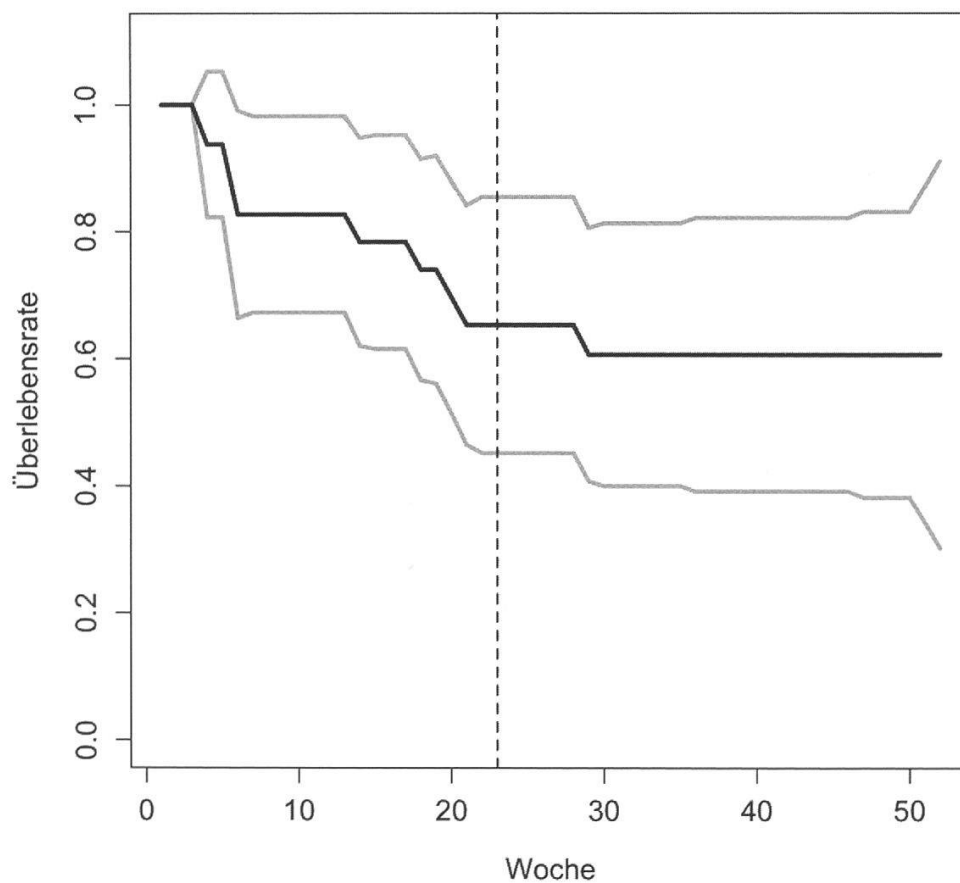


Abbildung 8: Die Kaplan-Meier-Funktion der wöchentlichen Überlebensrate weiblicher Ringelnattern im Grossen Moos, geschätzt anhand 22 radiotelemetrisch überwachter Tiere. Gestrichelte Linie: Ungefäherer Zeitpunkt des Beginns der Überwinterung. Die grössten Verluste entstehen im Sommerhalbjahr während der aktiven Phase der Schlangen.

Diskussion

Ein Aufschlüsselung der Ortungen nach Matrix, Inselementen und Randlagen zeigt klar, dass die *Matrix* aus LN in allen drei untersuchten Sektoren des Grossen Moores zum Habitat der Ringelnatter gehört (*Abb. 4 und 7*). Die Schlangen nutzten LN jedoch ausschliesslich für den Nahrungserwerb und für Ortswechsel zwischen Inselementen und Randlagen. Mit der Verfügbarkeit von Teichen und stehenden Kanälen als alternative Jagdreviere sinkt die Bedeutung der Matrix als Habitatbestandteil.

Die im Vergleich zum Angebot deutlich überproportionale Nutzung von *Randlagen* und die signifikante Präferenz von Uferzonen gegenüber allen Flächenhabitaten sind das Resultat der funktionalen Bedeutung der Randlagen für die Ringelnatter. Die hohe Anzahl Kernzonen an Uferböschungen stehender Kanäle mit Amphibienbesatz deutet auf deren Attraktivität als Jagdreviere hin, die in unidirektionaler Bewegung nach Beute abgesucht werden können. Andererseits ermöglichen den Schlangen die strukturelle Vielfalt an Mikrohabitaten und der steile Mikroklimagradient vieler Randlagen, insbesondere Waldränder (Matlack 1993), die Körpertemperatur mit minimalem Bewegungsaufwand zu regulieren. Die Bedeutung von Randlagen wurde für die Ringelnatter (Brown 1991, Reading & Jofré 2009) und weitere Schlangenarten bestätigt (z.B. Richardson et al. 2006).

Die signifikant kleineren Aktionsraumgrössen der Schlangen, denen zur Deckung ihres Ressourcenbedarfs unbewaldete *Inselemente* zur Verfügung stehen, und der bei diesen Tieren nahezu vollständige Wegfall von LN als Habitatbestandteil deuten wir als positiven Effekt von NSG und artgerecht gestalteten ÖAF. Die mit permanent Wasser führenden Teichen ausgestatteten Ökoflächen in der Umgebung von Müntschemier (Sektor 3) ergaben mit 4–8 ha die kleinsten Aktionsräume (*Abb. 5*). Die Schlangen finden hier wohl auf wenigen Hektaren geeignete Eiablageplätze und während der gesamten saisonalen Aktivität genügend Beutetiere. In der Umgebung der NSG und ÖAF westlich Ins (Sektor 2) sind die Aktionsräume etwas grösser. Hier verliessen vier der sechs erfassten Schlangen die naturnahen Flächen und bewegten sich – vermutlich auf Nahrungssuche – oft während Wochen entlang der Kanäle mit stehendem oder strömungsarmem Wasser (*Abb. 6*). Die Nähe dieser Kanäle zu NSG und ÖAF erspart den Schlangen indessen auch hier Ortswechsel über grössere Distanzen.

Die in der Umgebung von offenen Inselementen (Sektoren 2 und 3) ermittelten *Aktionsraumgrössen* liegen innerhalb eines Bereichs, wie er aus anderen radiotelemetrischen Untersuchungen der Ringelnatter bekannt ist (Madsen 1984, Mertens 1992, Reading & Jofré 2009), wogegen die beanspruchten Flächen in der Umgebung des von LN umgebenen Mischwaldes (Sektor 1) zwei- bis dreimal grösser sind. Diese Spanne der Aktionsraumgrössen dürfte vor allem Unterschiede im Ressourcenangebot widerspiegeln: Einerseits die lokale Verbreitung und Dichte der Amphibien, andererseits unterschiedliche Distanzen zwischen Jagdrevieren, Eiablageplätzen und Winterquartieren.

Die geschätzte jährliche *Überlebensrate* der Weibchenpopulation der Ringelnatter im Grossen Moos gibt trotz der hohen Verluste zu keinen Bedenken hinsichtlich der aktuellen Bestandesentwicklung Anlass. Sie liegt im für stabile Schlangenpopulationen bekannten Bereich (vgl. Pike et al. 2008) und etwas über dem Schätzwert von Madsen (1987) für Weibchen aus einer schwedischen Population. Der hohe Anteil an Tötungen durch Landmaschinen weist aber auf die Risiken hin, denen diejenigen Tiere ausgesetzt sind, welche sich zur Nahrungssuche in LN oder Kanalböschungen begeben. Zwar bieten beispielsweise Mais- und Getreidefelder einen guten Schutz vor Greifvögeln und Graureihern, während und unmittelbar nach der Ernte sind die Tiere hier jedoch deutlich höheren Risiken ausgesetzt als im Wald und in naturnahen Inselementen.

Da sowohl Prädatoren als auch Landmaschinen einen Senderausfall verursachen können, müssen die fünf Schlangen, deren Signal wir während der Erfassungsperiode verloren haben, nicht zwingend erbeutet worden sein. Somit unterschätzen wir auch das Prädationsrisiko nicht zwingend, und anthropogene Todesursachen könnten für die Ringelnatter im Grossen Moos durchaus bedeutender sein als natürliche. Die Zahlen sind indessen zu klein für quantitative Aussagen oder eine gesonderte Betrachtung nach Sektoren.

Empfehlungen für die Praxis

Für den angewandten Artenschutz erachten wir zwei Befunde unserer Studie als relevant:

1) Die vergleichsweise kleinen Aktionsräume in der Umgebung von ÖAF zeigen, wie sich bereits wenige Hektaren grosse, naturnahe Flächen mit Stillgewässern positiv auf eine Rote Liste-Art auswirken können: *Fachgerecht gestaltet und gepflegt* ermöglichen sie der Ringelnatter und ohne Zweifel weiteren gefährdeten Arten, den Ressourcenbedarf auf kleinem Raum zu decken, d.h. mit geringem Bewegungsaufwand und ohne riskante Ortswechsel über grössere Distanzen. Diese Vorteile dürften zur Erhöhung des individuellen Fortpflanzungserfolgs und der Überlebenswahrscheinlichkeit beitragen und die Populationsentwicklung günstig beeinflussen.

2) Die deutliche Präferenz der Ringelnatter für Randlagen zeigt, wie diese Art selbst in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft ohne zusätzlichen Flächenbedarf gefördert werden kann: Ein stärker am Naturschutz orientierter Unterhalt der Uferböschungen stehender und strömungsarmer Kanäle oder die Integration ausgewählter Uferabschnitte in NSG oder ÖAF dürfte die Überlebensrate der Ringelnatter erhöhen und ihren Hauptbeutetieren Habitate sichern. Auch die Aufwertung trockener Randlagen im Landwirtschaftsgebiet mittels Kleinstrukturen bringt der Ringelnatter eine Erhöhung des Ressourcenangebots, die eine veränderte Nutzung der Matrix und möglicherweise geringere Verluste durch Landmaschinen zur Folge haben kann.

Dank

Die Autoren danken der Abteilung Naturförderung (ANF) des Kantons Bern, der Abteilung Conservation Biology der Universität Bern sowie den Bundesämtern für Umwelt (BAFU) und für Landwirtschaft (BLW) für die logistische und finanzielle Unterstützung dieser Studie, B. Schildger, H. Triet und H. Blatter vom Tierpark Dählhölzli für die Senderimplantation, F. Hohl und A. Widmann vom Tierspital Zürich für die Sterilisation der Sender und dem Veterinärdienst des Kantons Bern für das Erteilen der erforderlichen Bewilligungen.

Zitierte Literatur

- AEBISCHER, N.J., ROBERTSON, P.A., KENWARD, R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74: 1313–1325.
- BROWN, P.R. 1991. Ecology and vagility of the grass snake, *Natrix natrix helvetica* Lacépède. Ph. D. Thesis. University of Southampton, UK.
- CALENGE, C. 2006. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* 197: 516–519.
- DONALD, P.F., EVANS, A.D. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43: 209–218.
- EYCOTT, A., WATTS, K., BRANDT, G., BUYUNG-ALI, L., BOWLER, D., STEWART, G., PULLIN, A. 2010. Do matrix features affect species movement? Collaboration for Environmental Evidence Systematic Review CEE 08–006.
- FISCHER, J., BROSI B., DAILY G.C. ET AL. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 380–385.
- GREEN, R.E., CORNELL, S.J., SCHARLEMANN, J.P.W., BALMFORD, A. 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 307: 550–555.
- GREGORY, P.T., ISAAC, L.A. 2004. Food habits of the Grass Snake in South eastern England: Is *Natrix natrix* a generalist predator? *Journal of Herpetology* 38: 88–95.
- MADSEN, T. 1984. Movements, home range size and habitat use of radio-tracked grass snakes (*Natrix natrix*) in southern Sweden. *Copeia* 1984: 707–713.
- MADSEN, T. 1987. Cost of reproduction and female life-history traits in a population of grass snakes, *Natrix natrix*, in southern Sweden. *Oikos* 49: 129–132.
- MATLACK, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66: 185–193.
- MEISTER, B., HOFER, U., URSENBACHER, S., BAUR, B. 2010. Spatial genetic analysis of the endangered grass snake, (*Natrix natrix*, Squamata: Colubridae), in an intensively used agricultural landscape. *Biological Journal of the Linnean Society* 101: 51–58.
- MERTENS, D. 1992. Ökoethologisch-Radiotelemetrische Untersuchungen an einer Population der Ringelnatter (*Natrix natrix* L.) unter besonderer Berücksichtigung von Populationsstruktur, Aktivität, Ressourcenausnutzung und Thermoregulation. PhD Dissertation, Marburg/Lahn.
- PIKE, D.A., PIZZATTO, L., PIKE, B.A., SHINE, R. 2008. Estimating survival rates of uncatchable animals: The myth of high juvenile mortality in reptiles. *Ecology* 89: 607–611.
- POLLOCK, K.H., WINTERSTEIN, S.R., BUNCK, C.M., CURTIS, P.D. 1989. Survival analysis in telemetry studies: the staggered entry design. *Journal of Wildlife Management* 53: 7–15.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>.
- READING, C.J., JOFRÉ, G.M. 2009. Habitat selection and range size of grass snakes *Natrix natrix* in an agricultural landscape in southern England. *Amphibia-Reptilia* 30: 379–388.

- RICHARDSON, M.L., WEATHERHEAD, P.J., BRAWN, J.D. 2006: Habitat use and activity of Prairie Kingsnakes (*Lampropeltis calligaster calligaster*) in Illinois. *Journal of Herpetology* 40: 423–428.
- ROW, J.R., BLOUIN-DEMERS, G. 2006. Kernels are not Accurate Estimators of Home-Range Size for Herpetofauna. *Copeia* 2006(4): 797–802.
- SMITH, J., POTTS, S.G., WOODCOCK, B.A., EGGLETON, P. 2008. Can arable field margins be managed to enhance their biodiversity, conservation and functional value for soil macrofauna? *Journal of Applied Ecology* 45: 269–278.
- SMITH, J., WOLFE, M., WOODWARD, L., PEARCE, B., LAMPKIN, N. 2011. Organic Farming and Biodiversity: A review of the literature. Organic Centre Wales.
- TSCHARNTKE, T., BATÁRY, P. DORMANN, C.F. 2011. Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems and Environment, im Druck*.
- WHITTINGHAM, M.J. 2007. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44: 1–5.
- WORTON, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164–168.
- WORTON, B.J. 1995. Using Monte Carlo Simulation to Evaluate Kernel-based Home Range Estimators. *Journal of Wild life Management* 59: 794–800.