



Universität Hamburg

Department Biologie



Artenreichtum, relative Abundanzen und Lebensraum-Diversität der Amphibien in den Gewässern des Serengeti-Parks in Hodenhagen

Von

Magdalena Neumann

Geboren am

29.01.1990

Erscheinungsjahr

2013

1. Gutachter: **Prof. Dr. Jörg U. Ganzhorn**

2. Gutachter: **Dr. Julian Glos**

Inhaltsverzeichnis

1. Abstract.....	1
2. Zusammenfassung.....	1
3. Einleitung.....	2
4. Material und Methoden.....	5
4.1 Untersuchungsgebiet	5
4.2 Untersuchungszeitraum	6
4.3 Transekte	6
4.4 Gewässerfaktoren	6
4.4.1 Störungsfaktoren	6
4.4.2 Sommerquartier.....	9
4.4.3 Gewässermaße	9
4.4.4 Gewässervegetationen.....	9
4.4.5 Wasserchemische Parameter	10
4.4.6 Temperatur	10
4.4.7 Prädatoren	10
4.5 Nachweismethoden	10
4.5.1 Verhören	11
4.5.2 Visuelle Beobachtung und Zählung.....	11
4.5.3 Kleinfischreusen	11
4.5.4 Keschern	11
4.6 Statistische Methoden.....	12
4.6.1 Rangkorrelation nach Spearman	12
4.6.2 Kruskal-Wallis-Test	12
4.6.3 Mann-Whitney-Test	12
4.6.4 Generalisiertes lineares Modell.....	12
5. Ergebnisse	13
5.1 Qualitative Ergebnisse	13
5.1.1 Vorkommende Arten im Untersuchungsgebiet.....	13
5.1.2 Allgemeine Darstellung der Erfassungen	14
5.1.3 Nachweis von Prädatoren	14
5.1.4 Gewässerfaktoren.....	15

5.1.5 Wetter.....	16
5.2 Der Artenreichtum der Amphibien in Abhängigkeit des Störungsgrades von Gewässern.....	18
5.3 Der Artenreichtum der Amphibien in Abhängigkeit von weiteren Gewässerfaktoren	19
5.4 Generalisierte lineare Modelle	22
6. Diskussion	24
7. Literaturverzeichnis	28
8. Bildnachweise	30
9. Danksagung	32
10. Erklärung.....	33
11. Anhang.....	34

1. Abstract

Given the profound influence humans exert on the environment it is important to study the anthropogenic impact in order to estimate its consequences and take preservation measures. Such environmental changes can be traced and examined by monitoring amphibians as indicator organisms. Here we determined species richness, relative abundance, and habitat diversity of amphibians living in the project area of the Serengeti-Park in Hodenhagen. We examined 21 bodies of water that had been classified into distinct disturbance categories. By performing auditory and visual encounter surveys, and through the use of dip nets and small fish traps a total of four species could be recorded. Moreover, a correlation between species richness and the various hydrographic factors was noted. We also showed that for a given body of water the combination of its size and the disturbance classifier played a statistically significant role in the number of recorded species. Thus, these data support the conclusion that various hydrographic factors as well as anthropogenic alterations influence the species richness of amphibians.

2. Zusammenfassung

Um auf den massiven Einfluss des Menschen auf seine Umwelt reagieren zu können, gilt es die anthropogenen Auswirkungen zu erforschen und so die Folgen einzuschätzen und Schutzmaßnahmen durchzuführen. Anhand von Amphibien, die als Modellorganismen eingesetzt werden, lassen sich solche Umweltveränderungen gut erkennen und untersuchen. Das Projektgebiet stellt der Serengeti-Park in Hodenhagen dar, in dem der Artenreichtum, die relativen Abundanzen und die Lebensraum-Diversität der dort lebenden Amphibien erfasst wurden. Dabei wurden insgesamt 21 Gewässer untersucht, die unterschiedlichen Störungskategorien zugeordnet waren. Insgesamt konnten vier Arten anhand verschiedener Methoden wie das Verhören, die visuelle Beobachtung, das Keschern und das Auslegen von Kleinfischreusen registriert werden. Des Weiteren wurde ein Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum und den verschiedenen Gewässerfaktoren festgestellt. Außerdem konnte gezeigt werden, dass die Kombination aus der Größe und dem definierten Störungsgrad der Gewässer eine statistisch signifikante Rolle bei der Anzahl der erfassten Arten spielt. Damit unterstützen die Daten die Aussage, dass sowohl verschiedene Gewässerfaktoren als auch der Faktor der Störungen, verursacht durch anthropogene Nutzung, den Artenreichtum der Amphibien beeinflusst.

3. Einleitung

Der Mensch beeinflusst die Umwelt seit vielen tausend Jahren und gestaltet sie zu seinem Nutzen. Dabei haben diese anthropogenen Einflüsse starke Auswirkungen auf die Natur und ihre Diversität. Besonders durch die Industrialisierung sind Komponenten wie Umweltverschmutzung, Lebensraumverlust und die globale Klimaerwärmung in den Vordergrund getreten. Die Abholzung der Wälder, die Begradigung, Vertiefung und Eindeichung der Flüsse, die Verschmutzung des Grundwassers, der Seen und der Böden sind nur einige der Faktoren, die die Umwelt belasten und starken Einfluss auf die Gemeinschaften von Tieren und Pflanzen nehmen.

Um diese Auswirkungen zu erfassen, werden häufig Modellorganismen eingesetzt, die empfindlich auf diese Umweltveränderungen reagieren und anhand derer es dann möglich ist, die Einflüsse von Komponenten, wie beispielsweise Umweltverschmutzung, Lebensraumverlust oder die Auswirkungen von Klimaerwärmung zu untersuchen und dadurch nicht nur diese ökologisch empfindlichen Organismen sondern auch andere Arten, gefährdeten Lebensraum und das ganze ökologische System zu schützen (Hopkins 2007).

Amphibien stellen hierbei einen viel genutzten Modellorganismus dar. Bedingt ist ihre Indikatoreigenschaft einerseits durch die Lebensweise. Die heimischen Amphibienarten besiedeln verschiedene aquatische und terrestrische Habitate im Laufe eines Jahres, in festgelegter zeitlicher Abfolge. Vereinfachend lassen sich Laichgewässer, Landlebensraum, Winterquartier und der dazwischen liegende Migrationsraum unterscheiden (Kühnel et al. 2005).

Das Laichgewässer wird im Frühjahr von allen Individuen einer Population zu Fortpflanzung aufgesucht. Hier finden also Paarung und Laichabgabe statt. Die Nachkommen aller heimischen Arten durchlaufen im Gewässer ein kiemenatmendes Larvenstadium (Kühnel et al. 2005). Außerhalb der Fortpflanzungszeit besiedeln die einzelnen Arten unterschiedliche Land- oder Sommerlebensräume, die ihnen Nahrung, Versteck- und Überwinterungsmöglichkeiten bieten. Zwischen Landlebensraum, Winterquartier und Laichgewässer finden die saisonalen Wanderungen statt (Kühnel et al. 2005).

Amphibien nehmen also unterschiedliche Nahrungsnischen sowohl im Wasser als auch an Land ein und können aufgrund ihrer ektothermen Physiologie auch auf energiearme Ressourcen zugreifen. Auf diese Weise bringen sie Energie von den aquatischen Lebensräumen in die terrestrischen (Hopkins 2007) und geben so qualitative Informationen über beide Lebensräume.

Eine weitere wichtige Indikatoreigenschaft von Amphibien ist ihre sehr dünne und permeable Haut. Bedingt durch diese reagieren sie sehr empfindlich auf ihre Umwelt und zeigen so bereits sehr geringe Veränderungen in der Wasserzusammensetzung an (Hopkins 2007).

Leider wird Amphibien nicht nur durch ihre Eigenschaften als Modellorganismen eine große Aufmerksamkeit zuteil, sondern auch weil die Populationen zahlreicher Arten in erschreckendem Maße zurückgehen (Purves 2006, S. 819). Die Gründe für die Rückgänge sind komplex und umfassen Krankheiten, Schadstoffe und Veränderungen oder Verlust der Lebensräume (Alford and Richards 1999; Anderson and Arruda 2006). Zu den bekannten Ursachen für die Amphibienabnahme kommt außerdem eine steigende Zahl von rätselhaften Populationsrückgängen in Bereichen von relativ unberührten Habitaten (Beebee and Griffiths 2005).

Durch diesen zunehmend dramatischen Schwund in vielen Bereichen der Welt sind Amphibien nun stärker bedroht als Säugetiere oder Vögel (Beebee and Griffiths 2005; IUCN 2006; Gardner et al. 2007b). Ein Bericht von der IUCN zur globalen Situation der Amphibien zeigt, dass etwa ein Drittel der Amphibienarten schwere Rückgänge erfahren haben oder kurz vor dem Aussterben stehen.

Von den in Deutschland lebenden 21 Arten (Günther 1996) werden allein 40 Prozent als gefährdet bzw. stark gefährdet eingestuft und die Bestände nehmen weiterhin ab, da bei keiner der Arten eine Bestandszunahme vermerkt werden kann und nur vier Arten als bestandsgleichbleibend gelten (Kühnel et al. 2008).

Daher ist es von großer Bedeutung, die verschiedensten Gefährdungsursachen zu kennen, die sich negativ auf die Amphibienbestände auswirken. Zu den Gefährdungsursachen zählen unter anderem der Verlust oder die Veränderung von Laichgewässern; der Verlust oder die Entwertung der Landlebensräume in Wald und Forst; der Verlust oder die Veränderung von Grünland, Hecken, Gebüsch oder Baumgruppen im Bereich der Landlebensräume; der Fischbesatz in Laichgewässern, verbunden mit regelmäßiger Entlandung und dem Mähen der Gewässerufer; die Umwandlung von Grünland in Ackerflächen sowie die Intensivierung der Grünland und Ackernutzung im Umfeld der Gewässer; die Verschlechterung der Gewässer durch Nährstoff- und Schadstoffeinträge; die Fragmentierung der Lebensräume und Wandergebiete; der Straßenverkehr; die Veränderung des Wasserhaushaltes; die intensive Freizeitnutzung und die Klimaveränderung (Kühnel et al. 2008).

Als primäre Ursache für den Verlust von Artenvielfalt und somit eingeschlossen den Rückgang der Amphibien, gilt eindeutig die Veränderungen des Lebensraums (Gardner et al. 2007a). Daher ist es notwendig die Folgen dieser Veränderungen, die sich auf die

Biodiversität auswirken, zu verstehen (Gardner et al. 2007a) und zu erfassen, welche Faktoren den Fortbestand einer Population verbessern können und welche Faktoren zu einem Populationsrückgang führen (Schmidt and Pellet 2005).

Aufgrund dieser Situation ist es wichtig, zu den ökologisch empfindlichen Amphibien Studien anzufertigen und sich dadurch nicht nur um die Erhaltung der Amphibien zu bemühen, sondern auch um andere Arten und bedrohte Lebensräume zu schützen (Hopkins 2007).

Sinnvoll ist hierbei Gebiete zu erfassen sowie zu charakterisieren und in diesen das Auftreten von Amphibienarten zu untersuchen, um so möglicherweise verbesserte Bedingungen für Amphibien und andere Arten in diesen Habitaten zu erreichen. Erforderlich ist es, dass biotische Faktoren, wie das Vorhandensein von Prädatoren oder abiotische Faktoren, wie die Beschaffenheit der Uferstrukturen mit in die Untersuchung einbezogen werden, da diese Faktoren einen starken Einfluss auf die Variation des Artenreichtums haben können (Werner et al. 2007a; 2007b).

Das Untersuchungsgebiet liegt in Niedersachsen im Landkreis Hodehagen im Serengeti-Park und wird auf den Artenreichtum, die relativen Abundanzen und die Lebensraum Diversität von Amphibien untersucht. Dabei werden die Eigenschaften der untersuchten Gewässer charakterisiert und Störungsgrade festgelegt, welche auf die dort lebenden Amphibien durch die Nutzung des Parks und durch die Touristenattraktionen wirken.

Es werden folgende zwei Hypothesen formuliert und überprüft:

- Der Artenreichtum und die relativen Abundanzen der Amphibien sind in stark gestörten Gewässern niedriger als in ungestörten Gewässern (H1).
- Es gibt ein oder mehrere weitere Gewässerfaktoren, welche den Artenreichtum der Amphibien bestimmen (H2).

Im Hintergrund steht die Fragestellung, ob die meist künstlich angelegten Gewässer in den vom Menschen stark genutzten Gebieten, wie beispielsweise Freizeitparks, geeignete Lebensräume für die ökologisch empfindlichen Amphibien darstellen und ob solche Gewässer zum Erhalt der Amphibien beitragen könnten.

4. Material und Methoden

4.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Niedersachsen, im Landkreis Hodenhausen und umfasst den Serengeti-Park. Das Gesamtgebiet hat eine Fläche von ca. 200 ha und besitzt viele kleine und größere Gewässer. Die Untersuchungen beschränken sich auf die Gewässer der Affenwelt, der Freizeitwelt und der Wasserwelt. Die genaue Lage der einzelnen Gewässer wurde über GPS Koordinaten aufgenommen (siehe Anhang).

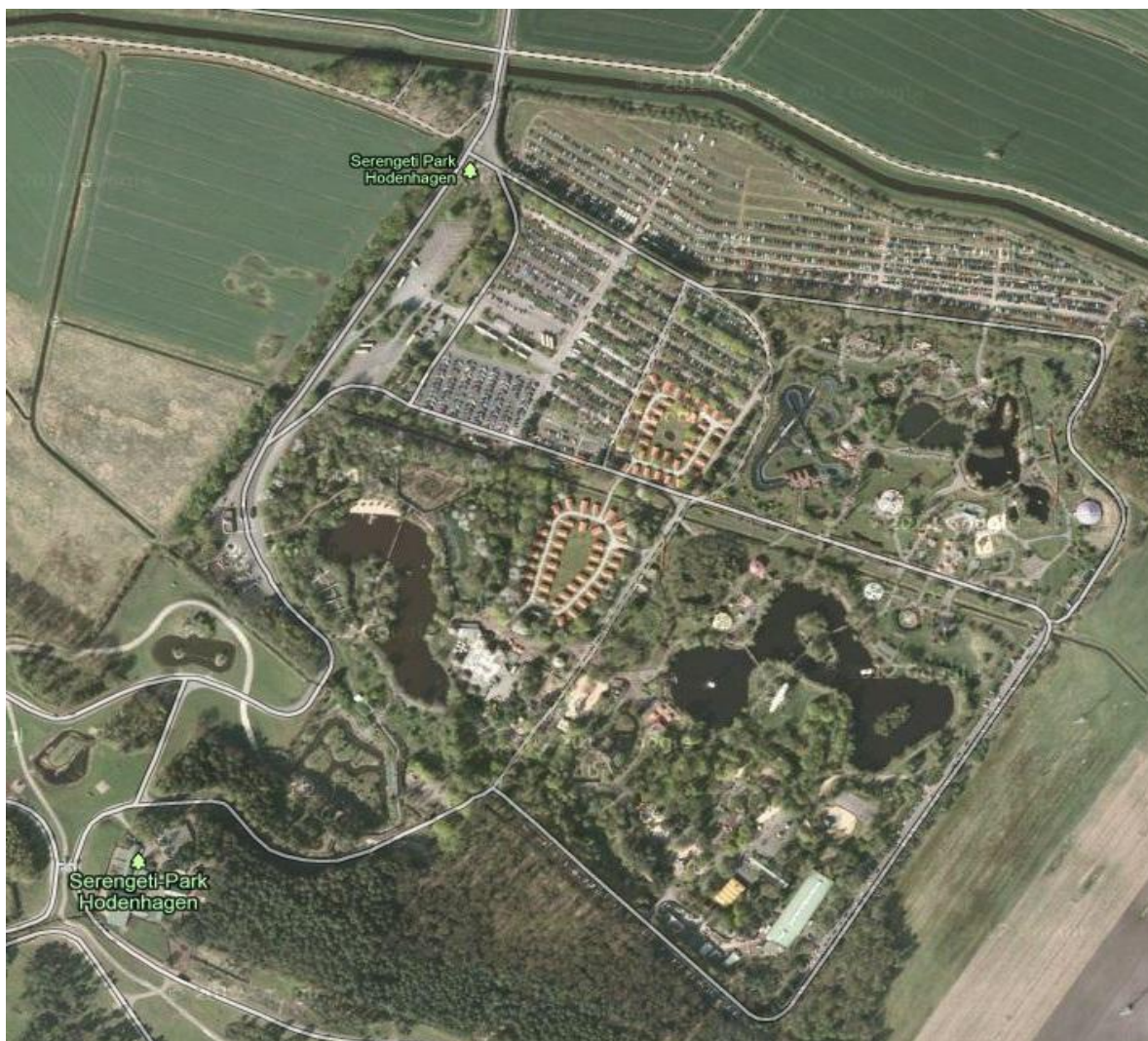


Abbildung 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet, Serengeti-Park Hodenhagen (Google Inc. 2013).

Die Genehmigung zur Betretung des Gebiets sowie zur Auslegung von Reusen wurden durch die Besitzer des Serengeti-Parks Fabrizio Sepe und Giovanni Sepe mündlich erteilt.

4.2 Untersuchungszeitraum

Die Datenerhebung im Feld erfolgte vom 16.04.2013 bis zum 02.05.2013 im Serengeti-Park. Dieser Zeitraum zwischen Frühjahr und Frühsommer fällt in die Laichzeit und ist gut für die Erfassung von Amphibienbeständen geeignet, da sich die adulten Tiere zu dieser Zeit je nach Art für einen längeren oder kürzeren Zeitraum in den Laichgewässern aufhalten. Durch Balz, Paarung und Eiablage verhalten sich die Amphibien außerdem auffälliger als zu den übrigen Jahreszeiten und sind so besser nachweisbar (Hachtel et al. 2009).

4.3 Transekte

Zur Untersuchung der Gewässer wurden insgesamt 21 Transekte von 20 m Länge und 4 m Breite am Uferrand von 16 verschiedenen Gewässern festgelegt. Transekte am selben Gewässer lagen dabei mindestens 100 m auseinander und unterschieden sich stark durch die Uferstruktur. Um das genaue Wiederfinden zu gewährleisten, wurden die Transekte durch natürliche Strukturen wie Bäume oder durch künstliche Markierungen wie Äste abgesteckt.

4.4 Gewässerfaktoren

Um eine Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Transekten und somit den Gewässern zu erhalten, wurden Gewässerfaktoren formuliert. Hierbei wurde die Variable Störungsgrad festgelegt und andere Variablen wie die Entfernung zu einem möglichen Sommerquartier, die Lage, die Gewässerausmaße, die Gewässervegetationen, wasserchemische Parameter und die Existenz von Prädatoren aufgenommen.

4.4.1 Störungsfaktoren

Durch die intensive Nutzung des Menschen und durch die Touristenattraktionen sind die Gewässer im Serengeti-Park unterschiedlichen Störungen ausgesetzt, welche sich durch Veränderung der Vegetation und der Wasserqualität, durch Unruhe im Uferbereich und im Wasserkörper und durch Lautstärke ausdrücken. Um die Auswirkungen dieser Störungen auf die Amphibien zwischen den einzelnen Gewässern vergleichen zu können, wurden vier Störungskategorien festgelegt und jedes Gewässer in eine dieser Kategorien eingeteilt (siehe Anhang). Kategorie 1 steht für ungestört, Kategorie 2 für leichte Störung, Kategorie 3 für Störung und Kategorie 4 für starke Störung. Die Kategorie für jedes Gewässer wurde aus der Veränderung der natürlichen Uferstruktur durch Mähen, Abholzung der Ufergebüsche, Befestigung der Ufer und Gewässerböden durch Steine und Planen, aus der Verwendung der

Gewässer zur Entsorgung von Pflanzen- und Erdbfällen, aus der Entfernung zum Gehweg und der Entfernung zum nächsten Fahrgeschäft und aus der direkten Lautstärke definiert.

Gewässer deren Uferstrukturen nicht verändert waren, die nicht zur Entsorgung von Pflanzen- und Erdbfällen dienten, die mindestens zehn Meter von einem Gehweg entfernt lagen und in deren Umgebung sich kein Fahrgeschäft befand und die somit keiner künstlichen Lautstärke ausgesetzt waren, fielen in Kategorie 1.

Gewässer deren Uferstrukturen durch Mähen oder beschneiden der Ufergebüsche verändert waren, die nicht zur Entsorgung von Pflanzen- und Erdbfällen verwendet wurden, in deren Nähe sich ein Gehweg aber kein Fahrgeschäft befand und die direkter Lautstärke somit nur gering ausgesetzt waren, bildeten Kategorie 2.

Gewässer deren Uferstrukturen durch Mähen oder Abholzen der Ufergebüsche verändert waren, deren Gewässerböden mit Planen befestigt waren, die zur Entsorgung von Pflanzen- und Erdbfällen dienten, in deren Nähe sich Gehwege und Fahrgeschäfte befanden und die dadurch künstlicher Lautstärke ausgesetzt waren, stellen Kategorie 3 dar.

Gewässer deren Ufer und Gewässerböden ausschließlich aus Planen und Steinen ohne Vegetation bestanden, die zur Entsorgung von Pflanzen- und Erdbfällen dienten, die sich in direkter Nähe zu Gehwegen und Fahrgeschäften befanden, auf denen direkt Freizeitaktivitäten ausgeübt wurden und die auf diese Weise sowohl extremer Lautstärke als auch Bewegungen im Wasserkörper ausgesetzt waren, bildeten Kategorie 4.

Insgesamt wurden zwei Gewässer als Kategorie 1, ungestört, zwölf Gewässer als Kategorie 2, leichte Störung, fünf Gewässer als Kategorie 3, Störung und zwei Gewässer als Kategorie 4, starke Störung definiert.

Aufgrund der unterschiedlichen Anzahl der Gewässer in den verschiedenen Kategorien wurde für die statistische Auswertung Kategorie 1 und Kategorie 2 sowie Kategorie 3 und Kategorie 4 zusammengefasst, dass nur noch zwei Kategorien definiert als ungestört und gestört blieben. Danach befanden sich vierzehn Gewässer in Kategorie 1, ungestört und sieben Gewässer in Kategorie 2, gestört.



Abbildung 2: Gewässer und Laichhabitate im Serengeti-Park Hodenhagen. (1) Gewässer mit Störungskategorie 1, (2) Gewässer mit Störungskategorie 2, (3) Gewässer mit Störungskategorie 3, (4) Gewässer mit Störungskategorie 4.

4.4.2 Sommerquartier

Doch nicht nur die Qualität der Laichgewässer ist für Amphibien wichtig, sondern auch die Erreichbarkeit, denn die meisten Arten wandern zur Laichzeit in die Gewässer. Einige Arten legen dabei zum Teil größere Strecken zurück (Erdkröten), andere wandern aus der näheren Umgebung an. Teilweise vollziehen die Arten die Frühjahrswanderung in wenigen Tagen oder Wochen, bei einer Reihe von Arten erstreckt sich die Anwanderung dagegen über viele Wochen bis zu mehreren Monaten (Hachtel et al. 2009).

Um diesen Faktor zu untersuchen, wurde die Entfernung zu möglichen Sommerlebensräumen ausgemessen. Als Sommerlebensräume wurden Gruppen von Bäumen mit Unterholzstrukturen definiert, die den Amphibien Nahrung, Versteck- und Überwinterungsmöglichkeiten bieten.

4.4.3 Gewässermaße

Die Tiefe der Gewässer wurde mit einem Zollstock an der tiefsten Stelle des Transekts gemessen. Konnte der Boden des Gewässers auf Grund der Zollstocklänge nicht erreicht werden, wurde das Gewässer mit tiefer als 2 Meter angegeben. Für die statistische Auswertung wurden die Gewässer dann in drei Kategorien eingeteilt, um die Gewässer, die tiefer als 2 m waren, mit in die Berechnungen einbeziehen zu können. In Kategorie 1 fielen alle Gewässer, die flacher als 1 m waren, Kategorie 2 bestand aus allen Gewässern, die zwischen 1 m und 2 m tief waren und in Kategorie 3 befanden sich alle Gewässer, die über 2 m tief waren.

Die Fläche der Gewässer wurde mit Hilfe von geometrischen Formen wie Ellipse, Kreis oder Rechteck bestimmt. Die benötigten Variablen wie Seitenlängen und Durchmesser wurden mit Hilfe des Lageplans des Serengeti-Parks ermittelt und so die Flächen berechnet.

4.4.4 Gewässervegetationen

Der Anteil der Vegetation im Wasser wurde entlang der Transektlinie durch zehn Probenquadrate an Meter 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17 und 19 prozentual abgeschätzt. Dabei reichte die Bestimmung des Bewuchses bis zwei Meter in das Gewässer hinein. Auch die Vegetation des Ufers wurde entlang der Transektlinie durch zehn Probenquadrate für die ersten zwei Meter prozentual festgelegt.

4.4.5 Wasserchemische Parameter

Der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit wurden in jedem Gewässer durch einen Combi-Stick der Firma Hannah Instruments ermittelt (siehe Anhang). Der pH-Wert ist ein Maß für den sauren oder basischen Charakter einer wässrigen Lösung. Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für den Gesamtgehalt von gelösten Ionen und somit ein Hinweis auf den Mineralisierungsgrad des Wassers. In einem Gewässer kann die elektrische Leitfähigkeit daher Aufschluss über den Eutrophierungsgrad geben.

4.4.6 Temperatur

Durch die ektotherme Physiologie der Amphibien, reagieren diese sehr flexibel auf äußere Einflüsse und so bestimmen unter anderem auch Temperatur und Regen die Aktivität aller Arten (Hachtel et al. 2009). Daher wurden die Temperatur und die Niederschlagsmenge während des Untersuchungszeitraums anhand von Wetter.com notiert und die Temperatur außerdem durchgehend mit Hilfe eines iButtons gemessen und aufgenommen.

4.4.7 Prädatoren

Das Vorhandensein oder Fehlen von potenziellen Prädatoren in dem Untersuchungsgebiet wurde durch Sichtbeobachtungen, Reusenfänge oder Keschern festgestellt. Es wurde für jedes Gewässer Vögel, Fische, verschiedene Insektenlarven und Gelbrandkäfer notiert.

4.5 Nachweismethoden

Durch den biphasischen Lebenszyklus mit einem aquatischen Larvenstadium, die unterschiedliche Nutzung des Habitats im Hinblick auf die Reproduktion, die verschiedenen Standorte zur Rufaktivität, den täglich unterschiedlichen Zeitraum der Rufaktivität, den jährlich differierenden reproduktiven Zeitraum, die akustischen Eigenschaften der Rufe (Eterovick and Sazima, 2000) und die unterschiedlichen Lebensräume, die Amphibien innerhalb eines Jahres besiedeln, sind spezielle art- und stadienspezifische Erfassungsmethoden in der Feldherpetologie gefordert (Hachtel et al. 2009). Es ist sinnvoll, innerhalb einer Erfassung mehrere Methoden in einer Kombination einzusetzen (Kronshage et al. 2009), um zu gewährleisten, dass alle Arten registriert werden können.

4.5.1 Verhören

Das Verhören von Anuren anhand ihrer charakteristischen Rufe ist eine Standardmethode für eine qualitative und halbquantitative Erfassung (Hachtel et al. 2009).

Die bevorzugte Zeit um aktive Froschlurchmännchen zu verhören ist nach Sonnenuntergang bis Mitternacht (Hachtel et al. 2009). Um ein optimales Ergebnis durch das Verhören zu erlangen, wurden daher zu dieser Zeit insgesamt fünf Begehungen pro Transekt durchgeführt. Dabei wurde sich vorsichtig der Mitte des Transekts genähert und fünf Minuten in einem Radius von 10 m verhört. Die Art und die Anzahl der aktiven Männchen wurden bestimmt und notiert. Für die richtige Artbestimmung wurden exemplarische Aufnahmen aller deutschen Froschlurcharten zur Hilfe genommen.

4.5.2 Visuelle Beobachtung und Zählung

Die direkte Suche, der Sichtnachweis und die Sichtzählung an Laich- und Fortpflanzungsgewässern ist eine Methode für qualitative und halbquantitative Untersuchungen, d.h. mit dieser Vorgehensweise können fast alle mitteleuropäischen Amphibienarten unabhängig von ihrem Entwicklungsstadium nachgewiesen werden und je nach Amphibienart auch Aussagen über die Populationsgröße gemacht werden (Hachtel et al. 2009).

Zur visuellen Beobachtung wurden die Transekte langsam abgelaufen und alle gesehenen Arten sowie die Anzahl der Individuen bestimmt und notiert. Die Sichtbeobachtung erfolgte immer im Anschluss an das Verhören. Es wurden insgesamt fünf Sichtbeobachtungen am Tage sowie fünf in der Nacht durchgeführt.

4.5.3 Kleinfischreusen

Entlang jedes Transekts wurden insgesamt dreimal sechs Kleinfischreusen für 24 Stunden ausgelegt, um die Amphibien und die Prädatoren des Gewässers zu erfassen. Jede Reuse wurde mit Schaumstoffschwimmern versehen, um den gefangenen Tieren die Sauerstoffversorgung zu gewährleisten. Nach den 24 Stunden wurden die gefangenen Tiere bestimmt, gezählt und notiert.

4.5.4 Keschern

Der Kescher wurde für den Nachweis der Arten sowie für die Geschlechtsbestimmung der Amphibien eingesetzt.

4.6 Statistische Methoden

Die Verfahren der Berechnungen 4.6.1, 4.6.2, 4.6.3 und 4.6.4 wurden mit der Software IBM SPSS Statistics 19 durchgeführt. Die Grafiken wurden mit Hilfe von SPSS oder Microsoft Excel 2010 erstellt.

4.6.1 Rangkorrelation nach Spearman

Der Zusammenhang zwischen der Anzahl der Arten und den Gewässerfaktoren wurde mit einer Spearman Rangkorrelation überprüft. Die Güte des Zusammenhangs wird über den Korrelationskoeffizienten ermittelt. Die Spearman Rangkorrelation untersucht also Zusammenhänge zwischen zwei unabhängigen Variablen nach Stärke und Richtung.

4.6.2 Kruskal-Wallis-Test

Gruppenvergleiche wie die Abhängigkeit zwischen der Artenzahl und dem Störungsgrad oder der Tiefe der Gewässer wurde mit dem Kruskal-Wallis-Test durchgeführt. Die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse oder der H-Test ist eine Testform für einen nichtparametrischen Lagevergleich. Dabei werden die Mediane von mehr als 2 unabhängigen Stichproben auf einen signifikanten Unterschied in der Zentraltendenz verglichen.

4.6.3 Mann-Whitney-Test

Die Abhängigkeit zwischen der Artenzahl und dem Störungsgrad nach der Zusammenfassung der vier Störungskategorien zu zwei Störungskategorien wurde mit dem Mann-Whitney-Test berechnet. Der Mann-Whitney-Test oder der U-Test ist eine Testform für einen nichtparametrischen Lagevergleich. Es werden die Mediane zweier unabhängiger Stichproben auf einen signifikanten Unterschied verglichen.

4.6.4 Generalisiertes lineares Modell

Das Generalisierte lineare Modell oder das GLM untersucht den Einfluss mehrerer unabhängiger Variablen, also der Gewässerfaktoren, auf die abhängige Variable, die Artenzahl. Aus dem Modell lässt sich bestimmen, welche Kombination von Gewässerfaktoren die Artenzahl von Amphibien statistisch signifikant vorhersagt. Es wird angestrebt, die größte Genauigkeit eines Modells bei der geringsten Anzahl von Einflussvariablen zu ermitteln, da gemäß des Parsimonieprinzips die einfachsten Modelle die besten sind. Zur Modellfindung wurde das Akaike Informationskriterium (AICc) verwendet. Dabei liefert die Kombination

von Einflussvariablen mit dem kleinsten AICc das Modell, das die abhängige Variable am besten erklärt.

5. Ergebnisse

5.1 Qualitative Ergebnisse

5.1.1 Vorkommende Arten im Untersuchungsgebiet

Durch die verschiedenen Methoden konnte insgesamt 4 Amphibienarten, von den insgesamt 19 in Niedersachsen vorkommenden Arten (Kühnel et al. 2008), in dem Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Gefunden wurden der Teichmolch *Triturus vulgaris*, die Erdkröte *Bufo bufo*, der Grasfrosch *Rana temporaria* und Grünfroscharten, die als Wasserfroschkomplex zusammengefasst wurden, da in der Regel gemischte Populationen von *Rana esculenta* und *Rana ridibunda* oder *Rana lessonae* auftreten. *Rana ridibunda* und *Rana lessonae* sind nur sehr selten zusammen anzutreffen. Durch die Paarung von *Rana esculenta* und *Rana ridibunda* oder *Rana lessonae* entsteht *Rana esculenta*. Da die Rufmuster sowie die Phänotypen der Wasserfrösche ähnlich sind, war eine Artunterscheidung im Feld nicht durchführbar.

In 7 der 21 untersuchten Gewässern konnten alle 4 Arten nachgewiesen werden, in weiteren 7 Gewässern wurden 3 Arten gefunden, in 3 Gewässern wurden 2 Arten gezählt, in 3 Gewässern wurde nur 1 Art entdeckt und in 1 Gewässer konnte gar keine Art nachgewiesen werden.



a) *Triturus vulgaris*



b) *Bufo bufo*



c) *Rana temporaria*

d) *Rana esculenta*

Abbildung 3: Die vier im Untersuchungsgebiet gefundenen Arten; a Teichmolch, b Erdkröte, c Grasfrosch, d Wasserfrosch.

5.1.2 Allgemeine Darstellung der Erfassungen

Es wurden in dem Zeitraum vom 16.04.2013 bis zum 02.05.2013 insgesamt 5 Tag- und 5 Nachtbegehungen der 21 Transekte durchgeführt und pro Transekt dreimal über 24 Stunden Reusen ausgelegt. Dabei wurden insgesamt 937 Individuen visuell erfasst oder durch die Reusen gefangen und 206 Individuen verhört. Davon fielen 448 Erfassungen auf die Erdkröte, die so mit 48 % dominierte, gefolgt von dem Wasserfroschkomplex mit 319 Individuen und einem Anteil von 34 %. Der Grasfrosch mit 88 und der Teichmolch mit 82 Ereignissen machten jeweils 9 % aller gefundenen Individuen aus. Verhört wurden insgesamt 123 Erdkröten, 69 Grasfrösche und 14 Wasserfrösche.

5.1.3 Nachweis von Prädatoren

In allen Gewässern konnten Prädatoren nachgewiesen werden. In 13 Transekten wurden Fische gefangen und in allen 21 wurden Insektenlarven und Gelbrandkäfer gefunden. An allen Transekten wurden außerdem Enten beobachtet und ein Storch konnte entdeckt werden.



Abbildung 4: Verschiedenen Prädatoren aus dem Untersuchungsgebiet.

5.1.4 Gewässerfaktoren

Das flachste Gewässer besaß eine Tiefe von 0,45 und das tiefste war über 2 m. Das größte der Untersuchten Gewässer hatte eine Größe von 11354 m² und das kleinste 75 m². Der PH-Wert variierte zwischen 4,5 und 10. Bei der Leitfähigkeit lag der höchste Wert bei 700 µS und der niedrigste bei 115 µS. Das Ufer wies einen Deckungsgrad durch Pflanzenbewuchs von 10 % bis 80 % auf. Die submerse Vegetation des Wassers variierte zwischen 84 % und 0 %. Einige Gewässer befanden sich in unmittelbarer Nähe von potenziellen Sommerquartieren, die größte Entfernung zu einer geeigneten Baumgruppe betrug ungefähr 150 m.

Tabelle 1: Minimum, Maximum, Mittelwert und Standardabweichung der Variablen Störungsgrad, zusammengefassten Störungsgrad, Größe in m², Größe log, Tiefe in Kategorien, PH-Wert, Leitfähigkeit in µS, Bewuchs des Ufers in %, Bewuchs des Wasser in %, Entfernung zu einem Sommerquartier in m und die Artenzahl.

Deskriptive Statistik zu den Gewässerfaktoren

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard- Abweichung
Störungsgrad	21	1,00	4,00	2,33	0,79
Störungsgrad zus.	21	1,00	2,00	1,33	0,48
Größe [m ²]	21	75,00	11354,00	3201,14	3950,00
Größe log	21	1,86	4,06	3,00	0,77
Tiefe Kategorien	21	1,00	3,00	2,29	0,78
PH-Wert	21	4,50	10,00	7,97	1,00
Leitfähigkeit [µS]	21	115,00	700,00	310,10	137,81
Bewuchs Ufer [%]	21	10,00	80,00	30,90	19,09
Bewuchs Wasser [%]	21	0,00	84,00	34,24	19,88
Entfernung Sommerquartier [m]	21	0,00	150,00	52,62	39,86
Artenzahl	21	0,00	4,00	2,76	1,22

5.1.5 Wetter

Das Wetter im Untersuchungszeitraum war recht konstant mit viel Sonne, leichter Bewölkung und nur wenigen Niederschlägen. Die Tageshöchsttemperatur lag am 16.04.2013 bei 29 ° C und die niedrigste Tagestemperatur bei 12 ° C am 27.04.2013. In den Nächten waren die Temperaturen im Zeitraum vom 19.04.2013 – 24.04.2013 und vom 27.04.2013 – 01.05.2013 sehr niedrig und befanden sich nahe oder sogar unter dem Gefrierpunkt. Die nächtliche Höchsttemperatur lag am 16.04.2013 bei 15 ° C und die nächtliche Tiefsttemperatur am 27.04.2013 bei -2 ° C. Die Tagesdurchschnittstemperatur lag bei 21 ° C und die

Durchschnittstemperatur der Nächte bei 5 ° C. Nennenswerte Niederschläge konnten nur am 25.04.2013 und am 26.04.2013 mit 0,5 mm und 9,3 mm vermerkt werden.

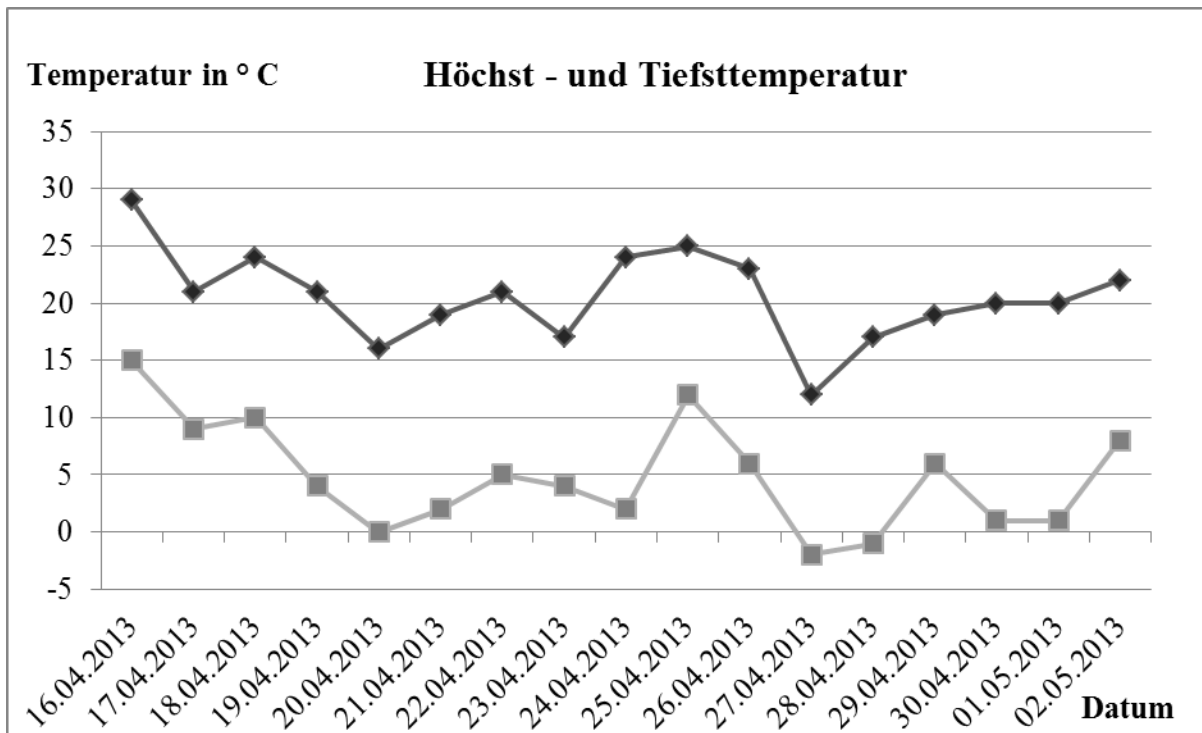


Abbildung 5: Die Höchsttemperaturen und die Tiefsttemperaturen in ° C im Untersuchungszeitraum.

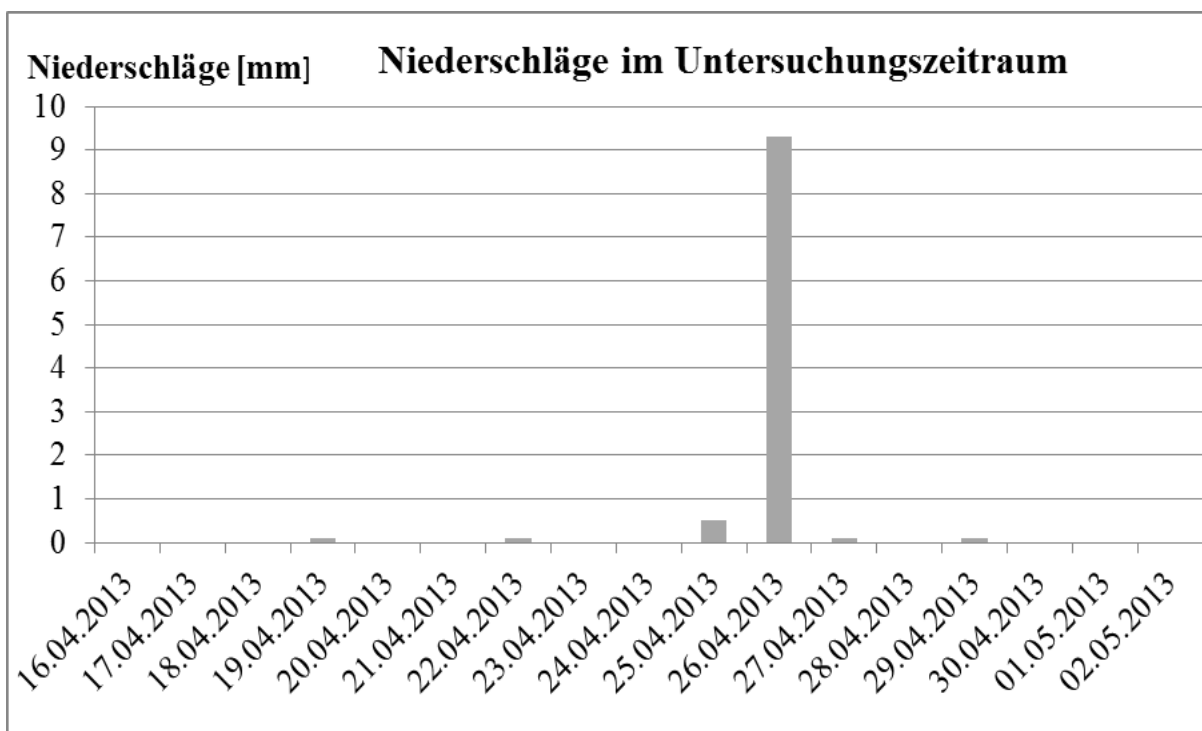


Abbildung 6: Die Niederschlagsmenge in mm im Untersuchungszeitraum.

5.2 Der Artenreichtum der Amphibien in Abhängigkeit des Störungsgrades von Gewässern

Um zu untersuchen, ob es zwischen dem Artenreichtum und den vier erhobenen Störungskategorien einen Zusammenhang gab, wurde der Kruskal-Wallis-Test durchgeführt. Nach dem Kruskal-Wallis-Test wirkten sich die vier Störungskategorien nicht statistisch signifikant auf den Artenreichtum der Amphibien aus ($N_{\text{Gesamt}}=21$; $N_{\text{Störungsgrad1}}=2$; $N_{\text{Störungsgrad2}}=12$; $N_{\text{Störungsgrad3}}=5$; $N_{\text{Störungsgrad4}}=2$; $\chi^2=6,29$; $p=0,98$) (Abbildung 7). In Kategorie 1, ungestört, wurden einmal 4 und einmal 3 Arten nachgewiesen. In Kategorie 2, leichte Störung, konnten viermal 4 Arten, sechsmal 3 Arten und zweimal 2 Arten erfasst werden. In Kategorie 3, Störung, wurden zweimal 4 Arten, einmal 2 Arten und zweimal 1 Art entdeckt und in Kategorie 4, starke Störung, wurden einmal 1 Art und einmal keine Art nachgewiesen.

Aufgrund der unterschiedlichen Anzahl der Gewässer in den vier Kategorien, wurde Kategorie 1 und Kategorie 2, sowie Kategorie 3 und Kategorie 4 zusammengefasst und mit dem Mann-Whitney-Test auf einen statistisch signifikanten Zusammenhang untersucht. Nach dem Mann-Whitney-Test wirkten sich auch die zusammengefassten Störungskategorien nicht statistisch signifikant auf den Artenreichtum der Amphibien in den Gewässern aus ($N_{\text{Gesamt}}=21$; $N_{\text{Störungsgrad1}}=14$; $N_{\text{Störungsgrad2}}=7$; $Z=-1,94$; $p=0,052$) (Abbildung 8). In der zusammengefassten Kategorie 1 konnten fünfmal 4 Arten, siebenmal 3 Arten und zweimal 2 Arten erfasst werden. In der zusammengefassten Kategorie 2 wurden zweimal 4 Arten, einmal 2 Arten, dreimal 1 Art und einmal keine Art nachgewiesen.

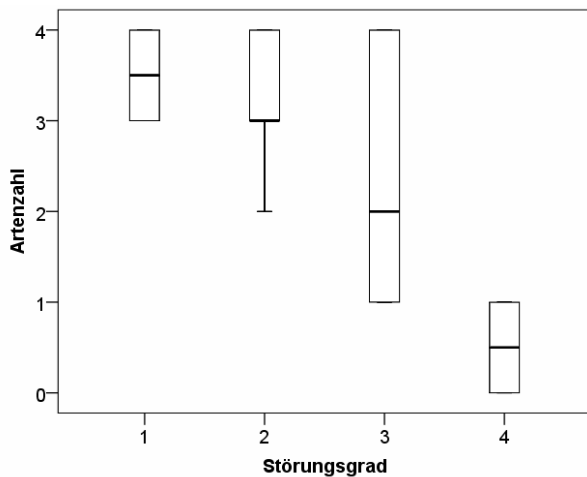


Abbildung 7

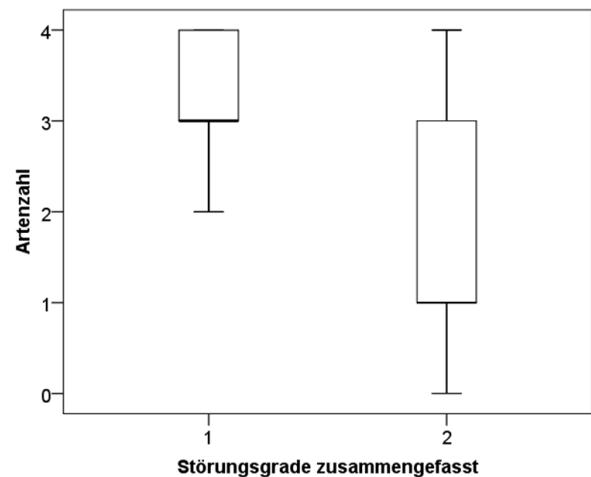


Abbildung 8

Abbildung 7 und 8: Die Box-Plot-Diagramme stellen die Gewässer mit den vier definierten Störungskategorien und den zusammengefassten Störungskategorien hinsichtlich der vorhandenen Artenzahl dar. Abgebildet sind jeweils das 1. und 3. Quartil als Box, Minimum und Maximum als Whisker und der Median.

5.3 Der Artenreichtum der Amphibien in Abhängigkeit von weiteren Gewässerfaktoren

Um herauszufinden, ob es zwischen dem Artenreichtum und den erhobenen Gewässerfaktoren Zusammenhänge gab, wurden einfache Korrelationen durchgeführt.

Nach dem Kruskal-Wallis-Test bestand kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Tiefe der Gewässer und der Anzahl der Arten ($N_{\text{Gesamt}}=21$; $N_{\text{Kategorie1}}=4$; $N_{\text{Kategorie2}}=7$; $N_{\text{Kategorie3}}=10$; $\chi^2=3,628$; $p=0,163$) (Abbildung 9). Die vier flachsten Gewässer mit einer Tiefe unter 1 m wiesen zweimal 4 und zweimal 3 Arten auf. Die sieben Gewässer mit einer Tiefe zwischen 1-2 m verzeichneten dreimal 4 Arten, dreimal 3 Arten und einmal keine Art und in den 10 Gewässern mit einer Tiefe von über 2 m wurden zweimal 4 Arten, zweimal 3 Arten, dreimal 2 Arten und dreimal 1 Art nachgewiesen.

Mit der Spearman-Rangkorrelation wurden überprüft, ob die Größe der Gewässer, der PH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, der prozentuale Anteil an Gewässervegetation oder die Entfernung zu einem Sommerquartier einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Anzahl der Arten hat.

Die Größe der Gewässer hatte einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Anzahl der Arten ($N_{\text{Gesamt}}=21$; $p=0,002$; Korrelationskoeffizient=-0,646) (Abbildung 10). So konnte in den vier kleinsten Gewässern, die kleiner als 200 m² waren, alle 4 Arten erfasst werden und in den zwei größten Gewässern, die eine Fläche von über 10000 m² hatten, wurde nur 1 Art gefunden.

Der PH-Wert wirkte sich nicht statistisch signifikant auf die Anzahl der Arten aus. ($N_{\text{Gesamt}}=21$; $p=0,944$; Korrelationskoeffizient=-0,016) (Abbildung 11). So konnte in dem Gewässer mit dem niedrigsten PH-Wert von 4,47 insgesamt 3 Arten nachgewiesen werden und in dem Gewässer mit dem höchsten PH-Wert von 10 wurden 2 Arten erfasst.

Die elektrische Leitfähigkeit wies einen statistisch signifikanten Zusammenhang zu der Anzahl der Arten auf ($N_{\text{Gesamt}}=21$; $p=0,006$; Korrelationskoeffizient=-0,578) (Abbildung 12). In den zwei Gewässern, die einen Wert unter 200 μS besaßen, wurden jeweils 4 Arten nachgewiesen und in den fünf Gewässern, in denen ein Wert über 400 μS gemessen wurde, wurden einmal 3 Arten, dreimal 1 Art und einmal keine Art entdeckt.

Zwischen dem prozentualen Anteil an Gewässervegetation und der Anzahl der Arten bestand kein statistisch signifikanter Zusammenhang ($N_{\text{Gesamt}} \text{ Bewuchs Ufer}=21$; $p \text{ Bewuchs Ufer}=0,289$; Korrelationskoeffizient $\text{Bewuchs Ufer}=0,243$) (Abbildung 13), ($N_{\text{Gesamt}} \text{ Bewuchs Wasser}=21$; $p \text{ Bewuchs Wasser}=0,360$; Korrelationskoeffizient $\text{Bewuchs Wasser}=0,210$) (Abbildung 14). In dem Gewässer mit der höchsten Ufervegetation konnten 3 Arten und in dem Gewässer mit der geringsten Ufervegetation 4 Arten nachgewiesen werden. In dem Gewässer mit der dichtesten Wasservegetation konnten 3 Arten und in dem Gewässer mit der niedrigsten Wasservegetation wurde keine Art erfasst.

Die Entfernung zu einem Sommerquartier zeigte keine statistisch signifikante Auswirkung auf die Anzahl der Arten ($N_{\text{Gesamt}}=21$; $p=0,121$; Korrelationskoeffizient=-0,349) (Abbildung 15). Die Gewässer mit einer unmittelbaren Anbindung an einen Sommerlebensraum wiesen zweimal 4 und zweimal 3 Arten auf und die Gewässer, die mehr als 100 m von einem Sommerquartier entfernt lagen, zeigten einmal keine Art, einmal 1 Art, einmal 2 Arten und einmal 4 Arten.

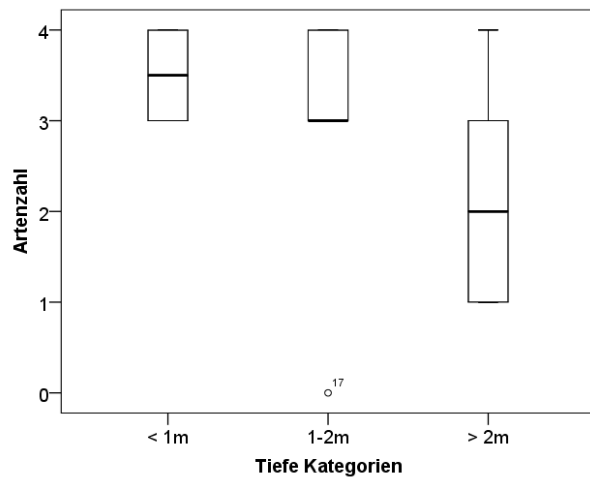


Abbildung 9

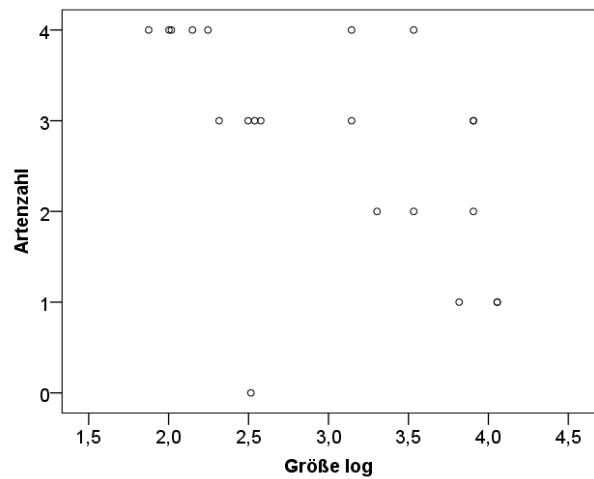


Abbildung 10

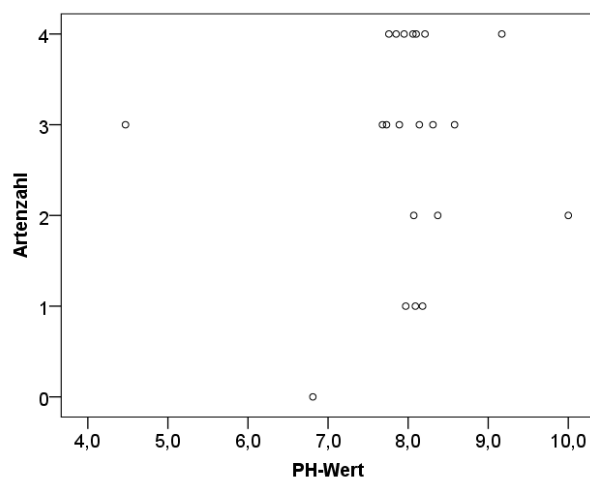


Abbildung 11

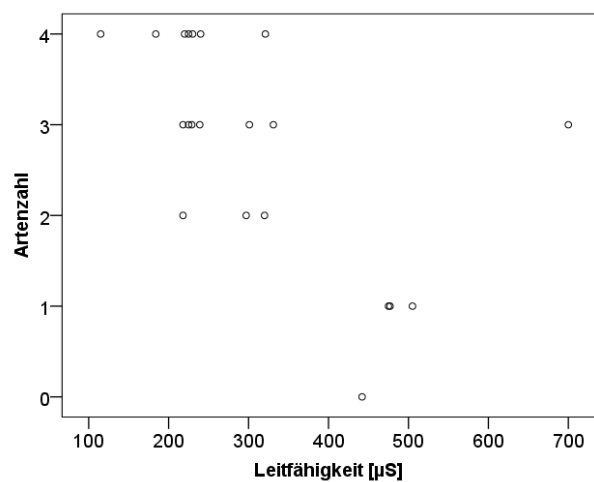


Abbildung 12

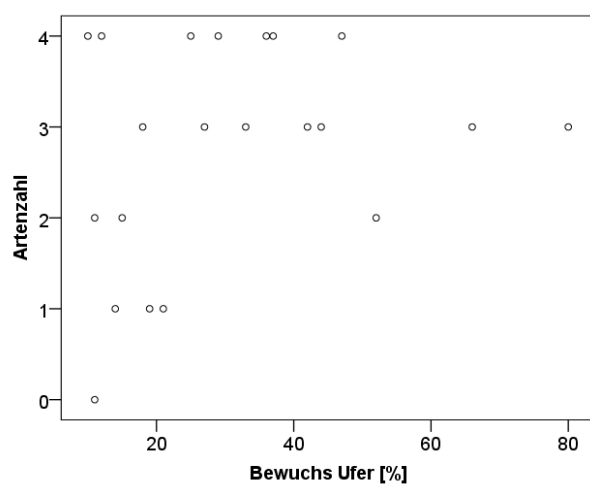


Abbildung 13

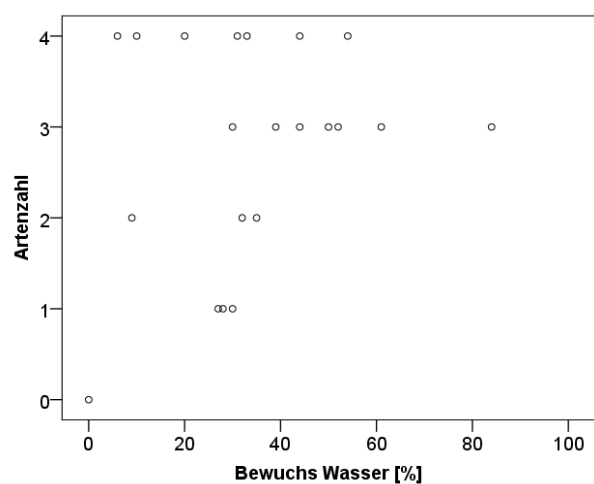


Abbildung 14

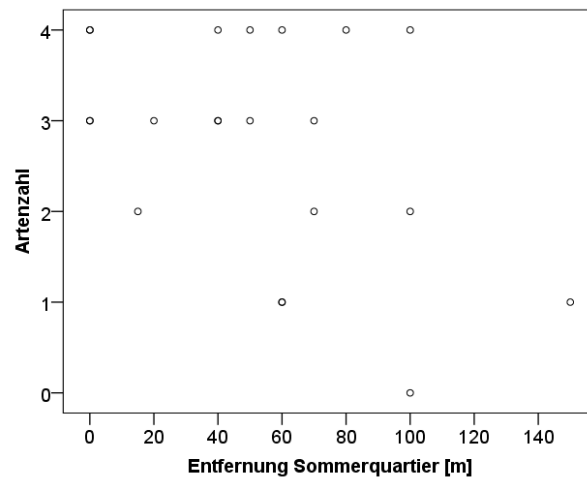


Abbildung 15

Abbildung 9-15: Anzahl der Arten in Abhängigkeit von der Tiefe eingeteilt in Kategorien (Abbildung 9), abgebildet sind jeweils das 1. und 3. Quartil als Box, Minimum und Maximum als Whisker und der Median sowie ein Ausreißer. Anzahl der Arten in Abhängigkeit von der logarithmierten Fläche der Gewässer (Abbildung 10), von dem PH-Wert (Abbildung 11), von der elektrischen Leitfähigkeit (Abbildung 12), von der Ufervegetation (Abbildung 13), von der Wasservegetation (Abbildung 14) und von der Entfernung zu einem Sommerquartier (Abbildung 15).

5.4 Generalisierte lineare Modelle

Um den Einfluss einer Kombination aus verschiedenen Faktoren untersuchen zu können und um ein Modell zu finden, welches die Variablen umfasst, die die Anzahl der Amphibienarten am besten beschreibt, wurde ein generalisiertes lineares Modell auf die erhobenen Daten angewandt. Dabei wurden alle Kombinationen von Variablen hinsichtlich ihres AICc verglichen, und die Modelle anhand des Likelihood Quotienten χ^2 -Quadrat und des Omnibustests auf eine statistische Signifikanz überprüft. Die Kombination aus den Variablen zusammengefasster Störungsgrade und der Größe der Gewässer hatten den geringsten AICc und war anhand des Omnibustests mit einem p-Wert von 0,046 als statistisch signifikant einzuordnen. Auf diese Weise hängt die Anzahl der Arten am stärksten von der Kombination dieser zwei Variablen ab und wird am besten durch diese erklärt.

Tabelle 2: Anpassungsgüte des generalisierten linearen Modelles mit dem AICc Wert.

Abhängige Variable: Artenzahl; Modell: (Konstanter Term), Störungsgrad zusammengefasst, Größe log

Anpassungsgüte

	Wert	df	Wert/df
Akaike-Informations-Kriterium (AIC)	71,711		
AIC mit Korrektur für endliche Stichproben (AICC)	73,123		

Tabelle 3: Signifikanz der jeweiligen kategorialen Variablen.

Abhängige Variable: Artenzahl; Modell: (Konstanter Term), Störungsgrad zusammengefasst, Größe log

Tests der Modelleffekte

Quelle	Typ III		
	Wald-Chi-Quadrat	df	Sig.
(Konstanter Term)	10,797	1	,001
Störungsgrad zusammengefasst	2,755	1	,097
Größe log	2,783	1	,095

6. Diskussion

Ziel dieser Arbeit war es, den Artenreichtum, die relativen Abundanzen und die Lebensraum-Diversität der Amphibien in dem Serengeti-Park in Hodenhagen zu untersuchen und zu erfassen. Zudem sollten aus den erhobenen Daten die zwei Hypothesen, dass der Artenreichtum und die relativen Abundancen der Amphibien in stark gestörten Gewässern niedriger sind als in ungestörten Gewässern (H1) und dass es ein oder mehrere weitere Gewässerfaktoren gibt, welche den Artenreichtum der Amphibien bestimmen (H2), bestätigt oder verworfen werden.

In dem Untersuchungsgebiet konnten insgesamt 4 verschiedene Amphibienarten nachgewiesen werden. Dies ist angesichts der 19 in Niedersachsen vorkommenden Arten (Kühnel et al. 2008) ein relativ artenarmes Ergebnis. Prädatoren wie beispielsweise Fische können einen deutlichen Rolle bei dem Rückgang des Artenreichtums spielen (Werner et al. 2007a; 2007b), da jedoch in 20 von 21 Transekten Prädatoren nachgewiesen werden konnten, ließ sich statistisch kein Zusammenhang zwischen Gewässern mit und ohne Prädatoren aufzeigen.

Die Betrachtungsebene in der Arbeit war die Artenzahl, da die Individuenzahlen nur aufgenommen wurden um diese zwischen den Gewässer vergleichen zu können, die Individuenzahlen jedoch nicht die realen Zahlen widerspiegeln, da die verwendeten Methoden nur qualitative und halbquantitative Erfassungen zuließen und Faktoren wie Wiederfänge ganz außer Acht gelassen wurden. Die Erdkröte machte insgesamt 48 %, der Wasserfrosch-Komplex 34 % und der Grasfrosch sowie der Teichmolch jeweils 9 % der erfassten Individuen aus. Dieses unterschiedlich häufige Auftreten könnte an den verschiedenen Laichstrategien der einzelnen Arten liegen. So konnten die Explosionslaicher wie die Erdkröte und der Grasfrosch noch am Ende ihrer Laichperiode beobachtet werden und auf diese Weise macht die Erdkröte, bedingt auch durch ihre etwas spätere Laichperiode, den größten Teil der Individuendichte aus (Hachtel et al. 2009).

Deutlich zu erkennen ist, dass alle vorkommenden Arten sogenannte Generalisten sind, also einen hohen Toleranzfaktor gegenüber veränderten Umweltbedingungen haben und ein breiteres Spektrum in ihrer Nahrungs- und Laichplatzwahl mitbringen (Fels 2003, S. 3). Die Arten sind außerdem als ungefährdet einzustufen und verzeichnen keine oder nur sehr leichte Rückgänge in ihrem Bestand. Einzig *Rana lessonae* wird als gefährdet mit unbekannten Ausmaß und *Rana ridibunda* als gefährdet klassifiziert (Kühnel et al. 2008).

Aus den Daten geht hervor, dass trotz der Tatsache, dass ausschließlich Generalisten das Untersuchungsgebiet besiedeln, der Störungsfaktor die dort lebenden Amphibien beeinflusst und unter anderem verantwortlich dafür ist, welche Gewässer von den Arten als Laichgewässer genutzt werden. So konnte zwar kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum und den Störungskategorien allein festgestellt werden, doch ist die statistische Signifikanz nur um ein Weniges verfehlt und daher kann von einer Tendenz gesprochen werden, dass ungestörte Gewässer bessere Laichhabitate sind und so von mehr Arten genutzt werden.

Innerhalb des Untersuchungsgebiets konnte deutlich gezeigt werden, dass der Artenreichtum in den Gewässern von weiteren Gewässerfaktoren abhängt. Statistisch signifikant wirkt sich die Größe aus. Kleine Gewässer werden von den Amphibien bevorzugt und so treten in den kleinen Gewässern mehr Arten auf. Auch die elektrische Leitfähigkeit zeigt einen statistisch signifikanten Zusammenhang zu der Anzahl der Arten. Deutlich wird, dass mit abnehmender Leitfähigkeit, die Anzahl an Arten zunimmt.

Insgesamt konnte die Aussage getroffen werden, dass besonders die Kombination aus der Größe und dem Störungsgrad der Gewässer eine entscheidende und statistisch signifikante Rolle bei der Anzahl der Arten spielt. Auf diese Weise konnte sowohl Hypothese 1 als auch Hypothese 2 bestätigt werden.

Auch die aus der Literatur hervorgehenden Präferenzen der nachgewiesenen Arten zu ihren Laichhabitaten stimmen mit den erhobenen Daten überein. So ist die Erdkröte sehr anpassungsfähig und kommt in den ökologisch unterschiedlichsten Habitaten vor, wobei auch größere stehende und tiefere Gewässer als auch Fischteiche als Laichgewässer genutzt werden (Gebhardt et al. 2008). Diese Aussage wird durch die erfassten Daten unterstützt, da die Erdkröte in 20 von 21 Transekten nachgewiesen wurde. Der Wasserfroschkomplex ist stark an aquatische Lebensräume gebunden und besiedelt sowohl stehende als auch fließende Gewässer. Der Seefrosch *Rana ridibunda* nutzt bevorzugt Seen, Flüsse, Weiher und andere Gewässer der flachen offenen Landschaft, der Kleine Wasserfrosch *Rana lessonae* eher kleinere vegetationsreiche Gewässer in Wäldern oder an Waldrändern. Der Teichfrosch *Rana esculenta* bevorzugt sowohl kleine als auch große Gewässer, wo er häufig mit einer seiner Elternarten vorkommt (Gebhardt et al. 2008). Der Wasserfroschkomplex konnte in dem Untersuchungsgebiet an 16 Transekten erfasst werden. Der Grasfrosch nutzt als Laichbiotop ein breites Spektrum an stehenden und fließenden Gewässern. Gehäuft sind Grasfrösche an Stellen mit dichter, krautig-grasiger Bodenvegetation, die ein bestimmtes Maß an Feuchtigkeit aufweisen, zu finden (Gebhardt et al. 2008). Grasfrösche wurden an 12

Transekten des Untersuchungsgebietes gefunden. Der Teichmolch besiedelt stark verkrautete Klein- und Kleinstgewässer (Gebhardt et al. 2008) und wurde auch im Untersuchungsgebiet ausschließlich in 10 Gewässern nachgewiesen, die diese Eigenschaften zeigten.

Im Untersuchungsgebiet wurden 21 Gewässer untersucht, die sich über die gesamte Affenwelt, die Freizeitwelt und die Wasserwelt erstreckten. Dabei konnten für das Gebiet 2 Gewässer als ungestört, 12 Gewässer mit leichter Störung, 5 Gewässer mit Störung und 2 Gewässer mit starker Störung charakterisiert werden.

Der Einsatz der vier verschiedenen Nachweismethoden, das Verhören, die visuelle Beobachtung, das Keschern und die ausgelegten Kleinfischreusen zur Erfassung der Amphibienarten ergaben sich als effektiv. Besonders durch die visuelle Beobachtungen und das Verhören konnten alle Arten nachgewiesen werden. Die Kleinfischreusen waren besonders sinnvoll bei der Erfassung des Teichmolches und das Keschern war bei der Bestimmung der Arten hilfreich.

Der gewählte Zeitpunkt der Untersuchung und Erfassung war sinnvoll, da die meisten der adulten Amphibien, welche in Deutschland heimischen sind, sich zu dieser Zeit an ihren Laichplätzen aufhalten und, sofern sie stimmbegabt sind, auch durch Rufen aktiv sind (Hachtel et al. 2009). Einzig die Explosionslaicher sollten nach Hachtel zu dieser Zeit bereits am Ende ihrer rufaktiven Phase sein. Dies konnte in der Untersuchung nur teilweise bestätigt werden, da die Erdkröten und die Grasfrösche zwar hauptsächlich in der ersten Woche des Untersuchungszeitraums nachgewiesen wurden, jedoch zu dieser Zeit noch sehr aktiv waren. Diese leichte Verschiebung der Phänologie der Amphibien könnte an dem vorausgehenden sehr kalten und langen Winter liegen, der bis Anfang April starken Bodenfrost beinhaltete (www.wetterkontor.de, 2013). Bedingt durch diesen Umstand könnten die ektothermen Amphibien ihre Laichplatzwanderung später begonnen haben, wodurch sich auch die Laichperiode etwas verschoben haben könnte. Möglich ist es auch, dass dadurch nicht alle in dem Untersuchungsgebiet lebenden Amphibien erfasst werden konnten.

Abschließend ist zu sagen, dass das Untersuchungsgebiet aufgrund der extrem anthropogenen Nutzung und Veränderungen kein für Amphibien natürliches und gutes Habitat darstellt. Unterstützt wird diese Aussage durch die Tatsache, dass nur wenig Arten und ausschließlich Generalisten in dem Gebiet gefunden wurden, die sehr tolerant gegenüber ihrer Umwelt sind. Trotz dieses Umstands ist es jedoch sinnvoll, die vorhandenen Gewässer zu pflegen, mit der Zielsetzung, für Amphibien geeignete Fortpflanzungshabitate zu schaffen. So ist zu beachten, dass die zu starke Veränderung der Uferstruktur negative Auswirkungen auf Amphibien haben kann, da auf diese Weise geeigneter Schutz verloren gehen könnte und beispielsweise

Wasserpflanzen und Ufervegetation auch für das Befestigen der Laichschnüre oder Laichballen wichtig sind. Jedoch muss darauf geachtet werden, dass die Gewässer von übermäßigem Pflanzenwuchs freigehalten werden und dass vor allem die Gewässer nicht zur Entsorgung von anfallenden Pflanzenabfällen genutzt werden, um auf diese Weise das Verlanden zu verhindern bzw. hinaus zu zögern. Dieses Verhindern der Verlandung kann ein wichtiger Aspekt sein, denn Sjörgen Gulve (1994) konnte für *Rana lessonae* nachweisen, dass die fortschreitende Sukzession von Gewässern zu Aussterbeereignissen führt und dieser Umstand lässt sich vermutlich auch auf andere Amphibienarten übertragen.

7. Literaturverzeichnis

- Alford, R.A., Richards, S.J., 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30:133-165.
- Anderson, L.R., Arruda, J. A., 2006. Land use and anuran biodiversity in southeast Kansas, USA. *Amphibian and Reptile Conservation* 4:46-59.
- Beebee, T.J.C., Griffiths, R. A., 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125:271-285.
- Eterovick, P.C., Sazima, I., 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. *Amphibia-Reptilia* 21: 439-461.
- Fels, M., 2003. Planung von Schutzgebieten: Allgemeine Aspekte und Habitat-Inseln. 1. Auflage. GRIN Verlag. Seite 3.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., 2007a. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological conservation* 138:166 –179.
- Gardner, T.A., Ribeiro-Júnior, M.A., Barlow, J., Sauer ´Avila-Pires, T.C., Hoogmoed, M.S., Peres, C.A., 2007b. The Value of Primary, Secondary, and Plantation Forests for a Neotropical Herpetofauna. *Conservation Biology* 3:775–787.
- Gebhardt, O., Praschk, C., 2008. Amphibienschutzaktion 2008.
- Google Inc., 20013. Google Maps 2013. <https://maps.google.de>, 22.05.2013
- Günther, R., 1996. Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag Jena. Seite 825
- Hachtel, M., Schlüpmann, M., Thiesmeier, B., Weddeling, K., 2009. Methoden der Feldherpetologie. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 15:7–84.
- Hopkins, W.A., 2007. Amphibians as Models for Studying Environmental Change. *Institute for Laboratory Animal Research Journal*, 3:48-61.
- IUCN, 2012. IUCN Red list of threatened species 2012. International Union for the Conservation of Nature (IUCN). <http://www.iucn.org>, 27.08.2013
- Kronshage, A., Monzka, M., Mutz, T., Niestegge, C., Schlüpmann, M., 2009. Die Amphibien und Reptilien im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Kreis Steinfurt, NRW). *Abhandlungen aus dem Museum für Naturkunde Münster* 4:109–157.
- Kühnel, K.-D., Krone, A., Biehler A., 2005. Rote Liste und Gesamtartenliste der Amphibien und Reptilien von Berlin. Der Landesbeauftragte für Naturschutz und

- Landschaftspflege/Senatsverwaltung für Stadtentwicklung: Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin.
- Kühnel, K-D., Geiger, A., Laufer, H., Podlousky, R., Schlüpmann, M., 2008. Rote Liste und Gesamtartenliste der Lurche (Amphibia) Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70:259 – 288.
- Lageplan Serengeti-Park Hodenhagen GmbH, 29691 Hodenhagen, 2011. Bearbeitet und gezeichnet: Schulz. Ingenieurbüro für Bauwesen. Karsten Schulz, Landwehrstr. 77, 30519 Hannover. Aufgestellt am 22.03.2011
- Purves, W.K., Sadava, D., Orians, G.H., Heller, H.C., 2006. Biologie 7. Auflage. Spektrum Verlag. Seite: 818, 819.
- Schmidt, B.R., Pellet, J., 2005. Relative importance of population processes and habitat characteristics in determining site occupancy of two anurans. J. Wildl. Manage. 3:69.
- Gulve, S.P., 1994. Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog (*Rana lessonae*). Ecology 75:1357-1367
- Werner, E.E., Skelly, D.K., Relyea, R.A., Yurewicz, K.L., 2007a. Amphibian species richness across environmental gradients. Oikos 116:1697-1712.
- Werner, E.E., Yurewicz, K.L., Skelly, D.K., Relyea, R.A., 2007b. Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. Oikos 116:1713-1725.
- Wetter.com AG, 2013. Wetter.com 2013. [http:// www.wetter.com](http://www.wetter.com), 16.04.2013 - 02.05.2013
- WetterKontor GmbH, 2013. Wetterkontor 2013. [http:// www.wetterkontor.de](http://www.wetterkontor.de), 17.07.2013

8. Bildnachweise

Abbildungen Deckblatt:

Deckblatt 1.: Symbol Uni Hamburg: <http://www.uni-hamburg.de>, 27.05.2013

Deckblatt 2: Symbol Uni Hamburg Department Biologie: <http://www.uni-hamburg.de/biologie/Studienbuero.html>, 27.05.2013

Abbildung Arbeit:

Abbildung 1: Karte: Übersicht über das Untersuchungsgebiet, Serengeti-Park Hodenhagen (www.maps.google.com 2013). Seite 5

Abbildung 2: Fotografie: Gewässer und Laichhabitate im Serengeti-Park Hodenhagen. (1) Gewässer mit Störungskategorie 1, (2) Gewässer mit Störungskategorie 2, (3) Gewässer mit Störungskategorie 3, (4) Gewässer mit Störungskategorie 4. (Magdalena Neumann Hodenhagen 2013). Seite 8

Abbildung 3: Fotografie: Die vier im Untersuchungsgebiet gefundenen Arten; a Teichmolch, b Erdkröte, c Grasfrosch, d Wasserfrosch. (Magdalena Neumann Hodenhagen 2013). Seite 13-14

Abbildung 4: Fotografie: Verschiedenen Prädatoren aus dem Untersuchungsgebiet. (Magdalena Neumann Hodenhagen 2013). Seite 15

Abbildung 5: Grafik: Die Höchsttemperaturen und die Tiefsttemperaturen in ° C im Untersuchungszeitraum. Seite 17

Abbildung 6: Grafik: Die Niederschlagsmenge in mm im Untersuchungszeitraum. Seite 17

Abbildung 7: Box-Plot-Diagramm: Die Gewässer mit den vier definierten Störungskategorien hinsichtlich der vorhandenen Artenzahl. Seite 19

Abbildung 8: Box-Plot-Diagramm: Die Gewässer mit den zusammengefassten Störungskategorien hinsichtlich der vorhandenen Artenzahl. Seite 19

Abbildung 9: Box-Plot-Diagramm: Anzahl der Arten in Abhängigkeit von der Tiefe eingeteilt in Kategorien. Seite 21

Abbildung 10: Grafik: Anzahl der Arten in Abhängigkeit zu der logarithmierten Fläche der Gewässer. Seite 21

Abbildung 11: Grafik: Anzahl der Arten in Abhängigkeit von dem PH-Wert. Seite 21

Abbildung 12: Grafik: Anzahl der Arten in Abhängigkeit von der elektrischen Leitfähigkeit. Seite 21

Abbildung 13: Grafik: Anzahl der Arten in Abhängigkeit von der Ufer Vegetation. Seite 21

Abbildung 14: Grafik: Anzahl der Arten in Abhängigkeit von der Wasser Vegetation. Seite 21

Abbildung 15: Grafik: Anzahl der Arten in Abhängigkeit von der Entfernung zu einem Sommerquartier. Seite 22

9. Danksagung

Ich bedanke mich bei Dr. Julian Glos für die sehr gute Betreuung und Unterstützung bei dieser Arbeit, bei Helge Henning für die tolle und lustige Zeit im Feld und bei der Auswertung der Daten, bei Miriam Becker für den Kontakt und die Ermöglichung dieser Arbeit, bei Daniela Lahn für die Unterstützung und Hilfe rund um die Feldarbeit und bei meiner Familie und meinen Freunden für die generelle Unterstützung und das Interesse.

10. Erklärung

Hiermit bestätige ich, dass die vorliegende Arbeit von mir selbständig verfasst wurde und ich keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel – insbesondere keine im Quellenverzeichnis nicht benannten Internet-Quellen – benutzt habe und die Arbeit von mir vorher nicht einem anderen Prüfungsverfahren eingereicht wurde. Die eingereichte schriftliche Fassung entspricht der auf dem elektronischen Speichermedium.

Ich bin damit einverstanden, dass die Bachelorarbeit veröffentlicht wird.

Magdalena Neumann

11. Anhang

Anhang 1: Gewässerfaktoren

Transekte	Größe [m²]	Größe log	Tiefe [m]	Tiefe Kategorien	PH-Wert	Leitfähigkeit [µS]
Transekt 1	176	2,25	1,84	2	8,1	230
Transekt 2	8058	3,91	> 2	3	8,31	218
Transekt 3	8058	3,91	> 2	3	8,07	218
Transekt 4	8058	3,91	> 2	3	7,68	229
Transekt 5	1394	3,14	0,93	1	7,89	225
Transekt 6	1394	3,14	1,02	2	7,95	240
Transekt 7	100,5	2,00	> 2	3	7,76	225
Transekt 8	11354	4,06	> 2	3	8,09	475
Transekt 9	6560	3,82	> 2	3	8,18	505
Transekt 10	11354	4,06	> 2	3	7,97	477
Transekt 11	104	2,02	0,57	1	8,21	184
Transekt 12	377	2,58	0,45	1	4,47	700
Transekt 13	345,5	2,54	1,87	2	7,73	331
Transekt 14	314	2,50	1,03	2	8,14	239
Transekt 15	3408	3,53	> 2	3	7,85	321
Transekt 16	3408	3,53	> 2	3	8,37	320
Transekt 17	327	2,51	1,72	2	6,81	442
Transekt 18	2011	3,30	> 2	3	10	297
Transekt 19	75	1,88	0,65	1	9,17	115
Transekt 20	141	2,15	1,69	2	8,06	220
Transekt 21	207	2,32	1,43	2	8,58	301

Transekte	Bewuchs Ufer [%]	Bewuchs Wasser [%]	Störungs- grad	Störungsgrad zusammen- gefasst	Entfernung Sommer- quartier [m]	Prädatoren
Transekt 1	25	33	1	1	0	ja
Transekt 2	42	44	2	1	0	ja
Transekt 3	15	32	2	1	15	ja
Transekt 4	66	84	2	1	50	ja
Transekt 5	33	52	2	1	20	ja
Transekt 6	29	44	2	1	50	ja
Transekt 7	12	20	2	1	0	ja
Transekt 8	14	27	3	2	150	ja
Transekt 9	19	28	4	2	60	ja
Transekt 10	21	30	3	2	60	ja
Transekt 11	47	10	3	2	40	ja
Transekt 12	18	39	1	1	0	ja
Transekt 13	27	61	2	1	40	ja
Transekt 14	80	50	2	1	70	ja
Transekt 15	36	31	2	1	80	ja
Transekt 16	52	35	2	1	70	ja
Transekt 17	11	0	4	2	100	ja
Transekt 18	11	9	3	2	100	nein
Transekt 19	10	6	3	2	100	ja
Transekt 20	37	54	2	1	60	ja
Transekt 21	44	30	2	1	40	ja

Anhang 2: GPS Datenpunkte

Transekte	GPS N (°)	GPS E (°)
Transekt 1	52.75135	009.61846
Transekt 2	52.75115	009.61860
Transekt 3	52.75048	009.61884
Transekt 4	52.74993	009.61983
Transekt 5	52.74915	009.61913
Transekt 6	52.74915	009.61810
Transekt 7	52.74876	009.62190
Transekt 8	52.74934	009. 62367
Transekt 9	52.74951	009.62507
Transekt 10	52.75031	009.62416
Transekt 11	52.75061	009. 62434
Transekt 12	52.75035	009.62339
Transekt 13	52.75108	009.62491
Transekt 14	52.75086	009.62564
Transekt 15	52.75108	009.62786
Transekt 16	52.75159	009.62762
Transekt 17	52.75151	009.62640
Transekt 18	52.75173	009.62606
Transekt 19	52.75218	009.62606
Transekt 20	52.75222	009.62545
Transekt 21	52.75234	009.62477

Anhang 3: Artenzahlen und Anzahl aller erfassten Individuen im Untersuchungszeitraum

Transekte	Artenzahl	Erdkröten [Anzahl Individuen]	Grasfrösche [Anzahl Individuen]	Wasserfrösche [Anzahl Individuen]	Teichmolch [Anzahl Individuen]
Transekt 1	4	12	6	9	33
Transekt 2	3	180	9	9	0
Transekt 3	2	50	1	0	0
Transekt 4	3	30	1	8	0
Transekt 5	3	16	1	66	0
Transekt 6	4	21	6	40	1
Transekt 7	4	61	49	1	1
Transekt 8	1	34	0	0	0
Transekt 9	1	12	0	0	0
Transekt 10	1	5	0	0	0
Transekt 11	4	7	2	9	7
Transekt 12	3	1	2	4	0
Transekt 13	3	1	0	31	4
Transekt 14	3	1	0	18	22
Transekt 15	4	5	2	6	1
Transekt 16	2	5	0	1	0
Transekt 17	0	0	0	0	0
Transekt 18	2	1	0	1	0
Transekt 19	4	1	1	18	5
Transekt 20	4	3	5	7	4
Transekt 21	3	1	0	7	4