

Arbeitsgemeinschaft Monitoring Mittelspecht Kanton Zürich

Starke Bestandszunahme des Mittelspechts *Dendrocopos medius* im Kanton Zürich und Konsequenzen für Schutzempfehlungen

Martin Weggler, Jost Bühlmann, Raffael Ayé, Mathis Müller, Werner Müller, Yvonne Schwarzenbach und Gilberto Pasinelli



WEGGLER, M., J. BÜHLMANN, R. AYÉ, M. MÜLLER, W. MÜLLER, Y. SCHWARZENBACH & G. PASINELLI (2013): Strong increase of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* population in the canton Zurich and consequences for conservation measures. Ornithol. Beob. 110: 93–112.

For the fourth time since 1978, the population of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* was monitored in 2012 with the same method. Population size increased from 106 pairs in 2002 to 221 pairs in 2012 considering the same study forests in both years. Taking into account other forests not systematically monitored previously, total population size in the canton Zurich in 2012 was estimated at 381 pairs. The annual population growth rate was thus at least +7.6 %. Of the 76 forests monitored in both 2002 and 2012, Middle Spotted Woodpeckers were found in 53 forests (70 %) in 2012 as opposed to 22 (29 %) ten years before. The strong increase in occupancy was due to forests up to 30 ha being substantially more often colonized than during the previous population counts. In contrast, forests larger than 30 ha were occupied to the same extent as before. The study forests colonized for the first time and recolonized, respectively, from 2002 to 2012 collectively contributed 75 % to the net increase of 115 pairs.

Applying a single-season site-occupancy model to data from Middle Spotted Woodpecker population counts done with playback, we found that detection probability averaged 0.557 (0.493–0.619, 95 % confidence interval) and did not differ between the two annual sampling occasions conducted from mid-February to early May in 2012. Across all study forests, occupancy, here reflecting playback stations with observations of the Middle Spotted Woodpecker, was 0.428 and thus higher than the naïve estimate of 0.341.

For decades, the population trend of the Middle Spotted Woodpecker in the canton Zurich was negative. Yet, the causes for the recent reversal in population trend are unknown. We hypothesize that habitat and food availability have improved as a consequence of global warming (increased stock in deciduous forests, increased amounts of dead wood and ivy *Hedera helix*), forest management (increased stand age) and the conservation measures applied since the mid-1990s (particularly the promotion of oaks). We recommend to proceed with the conservation measures applied so far and to extend them also to small, relatively isolated forests, which have to be considered potentially suitable habitats for the Middle Spotted Woodpecker, given the recent patterns of increase in population size.

Martin Weggler, Orniplan, Wiedingstrasse 78, CH–8045 Zürich, E-Mail martin.weggler@orniplan.ch; Jost Bühlmann, ARGE Mittelspecht, Nidelbadstrasse 65, CH–8038 Zürich; Raffael Ayé und Werner Müller, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Postfach, CH–8036 Zürich; Mathis Müller und Gilberto Pasinelli, Schweizerische Vogelwarte, Seerose 1, CH–6204 Sempach; Yvonne Schwarzenbach, ZVS/BirdLife Zürich, Wiedingstrasse 78, CH–8045 Zürich

Der Mittelspecht kommt in der Schweiz mehrheitlich in Waldbeständen mit alten Eichen vor, die mehrere Hektaren Fläche umfassen (Müller 1982, Junod & Mulhauser 2005). Solche Eichenbestände weisen im Vergleich zu anderen Waldtypen eine hohe Biodiversität auf. Der Mittelspecht eignet sich deshalb als Zeigerart für avifaunistisch artenreiche Waldstandorte und deren Biodiversitätsentwicklung (Mosi- mann et al. 1987, Mollet et al. 2006).

In den letzten 100 Jahren zeigte der Bestand des Mittelspechts in der Schweiz eine wechselvolle und nicht in allen Regionen gleich verlaufende Entwicklung. Im Kanton Neuenburg breitete sich der Mittelspecht aus, weil das Volumen der Eichen in den Wäldern kontinuierlich anstieg, nachdem die traditionelle Niederwaldbewirtschaftung um 1940 aufgegeben worden war (Mulhauser & Junod 2003, Junod & Mulhauser 2005). In den Kantonen Zürich und Thurgau verlief die Entwicklung umgekehrt. Zwischen 1978 und 2002 ging der Zürcher Mittelspechtbestand um 22 % zurück (Bühlmann et al. 2003) als Folge zunehmender Isolation und Schrumpfung geeigneter Eichenwaldobjekte (Bühlmann & Pasinelli 2012). Im Kanton Thurgau nahm der Mittelspecht in der Hälfte der Wälder mit vorliegenden historischen Bestandsaufnahmen zwischen 1976 und 2005 von 52 auf 40 Reviere ab (Bühlmann et al. 2007).

Im Kanton Zürich besteht für den Mittelspecht ein Aktionsplan der kantonalen Fachstelle Naturschutz, worin die Massnahmen beschrieben sind, die zur Bestandserhaltung und -vergrößerung von Seiten der Behörden anzustreben sind (Weggler 2004). Eine Teilaufgabe besteht gemäss Aktionsplan darin, den Mittelspechtbestand im Intervall von 10 Jahren unter Mitarbeit von ZVS/BirdLife Zürich zu inventarisieren. Zudem haben der SVS/BirdLife Schweiz und die Schweizerische Vogelwarte Sempach dazu aufgerufen, im Rahmen des Na-

tionalen Aktionsplans Mittelspecht (Pasinelli et al. 2008) möglichst bald in allen relevanten Kantonen der Schweiz Bestandsaufnahmen des Mittelspechts durchzuführen, um ein aktuelles Gesamtbild zu erhalten.

Im vorliegenden Bericht präsentieren wir die Zahlen der jüngsten Mittelspechterhebung 2012 im Kanton Zürich. Wir vergleichen die Befunde mit entsprechenden Inventaren aus den Jahren 1978, 1988 und 2002. Ferner untersuchen wir das zeitliche und räumliche Verlaufsmuster der beobachteten Bestandszunahme seit 2002, unterbreiten Hypothesen, aus welchen Gründen sich der Mittelspechtbestand erholt haben könnte und überprüfen die bisherigen Schutzempfehlungen im Lichte der jüngsten Entwicklung.

Im Weiteren präsentieren wir eine Schätzung des Besiedlungsgrads (engl. Occupancy), also des Anteils der besetzten Stichprobeneinheiten, unter Berücksichtigung der Antreffwahrscheinlichkeit des Mittelspechts. Bei Kartierungen fast aller Vogelarten werden kaum je alle anwesenden Individuen einer Art festgestellt (Kéry 2008). Die Verwendung von Tonband-Klangattrappen erhöht zwar bei unauffälligen Arten die Antreffwahrscheinlichkeit, dennoch können Vögel unbemerkt bleiben. Beim Mittelspecht ist bekannt, dass Individuen auf das Vorspielen der Klangattrappe mit Anflug reagieren können, ohne aber eine akustische Reaktion zu zeigen. Solche Individuen können leicht übersehen werden, was fälschlicherweise als Abwesenheit der Art beim entsprechenden Lockpunkt taxiert würde. Der Besiedlungsgrad kann als Index der Besiedlung eines Waldes interpretiert werden, ist aber von der herkömmlichen Ableitung der Reviere unabhängig. Vergleiche des Besiedlungsgrads über die Zeit geben somit Hinweise auf Bestandstrends unter Berücksichtigung der Antreffwahrscheinlichkeit und ergänzen dadurch die Interpretation der Bestandsentwicklung von Arten.

1. Material und Methoden

1.1. Untersuchte Waldobjekte

Zur Auswertung gelangten die Mittelspechtbestandsaufnahmen aus drei Stichproben-Mengen:

(1) *Hauptstichprobe* mit strikt normiertem Erfassungsaufwand. Diese Stichprobe umfasste 76 Waldobjekte mit einer Gesamtfläche von 1960 ha (Anhang 1, 2). Die Waldobjekte waren auf 44 Zürcher Gemeinden verteilt. Die Hauptstichprobe enthielt alle Waldobjekte, die bei der Ersterhebung 1978 aufgrund von Luftbildaufnahmen und Umfragen bei Forstämtern als «eichenreiche» Waldbestände ausgeschieden worden waren (Müller 1982) und die in der Folge 1988, 2002 und nun 2012 nach genau derselben Methode bearbeitet wurden (Bühlmann et al. 2003). Alle präsentierten Zahlen beziehen sich auf die Hauptstichprobe, falls nichts Anderes erwähnt.

(2) *Nebenstichprobe* mit ungleichem Erfassungsaufwand. Der Nebenstichprobe zugewiesen wurden 66 Waldobjekte, in denen eine oder mehrere der Erfassungen 1978, 1988, 2002 oder 2012 fehlten (Anhang 1, 3). Die Wälder der Nebenstichprobe umfassten total 1036 ha und lagen in 55 Gemeinden. Darunter befanden sich 40 Waldobjekte, die 2012 neu ins Beobachtungsprogramm aufgenommen wurden, weil sie aufgrund nunmehr verfügbarer forstlicher Bestandskarten (Baumartenzusammensetzung, Baumalter) als potenziell geeignete Eichenwälder taxiert werden konnten.

(3) *Sonstige Flächen*. Weitere 15 Standorte haben wir 2012 selektiv besucht, weil uns Hinweise auf Mittelspechtvorkommen zugetragen wurden.

In zwei Untersuchungsflächen (Niderholz, Gemeinde Marthalen, 350 ha, und Stammerberg, Gemeinde Unterstammheim, 97 ha) führte J. Bühlmann zwischen 2002 und 2012 zudem jedes Jahr eine Mittelspecht-Bestandserhebung durch (Bühlmann 2012).

1.2. Suche der Mittelspechtvorkommen im Feld

Bei der Inventarisierung der Mittelspechtvorkommen 2012 hielten wir uns genau an die Methode der Vorläuferprojekte 1978, 1988

und 2002 (Müller 1982, Bühlmann et al. 2003, Müller et al. 2011) und zwar bezüglich Zeitfenster der Erhebung (zwischen dem 20. Februar und dem 5. Mai), Zahl der Begehungen pro Objekt (Hauptstichprobe 2-mal), Abstand der Abspielpunkte der Klangattrappen (200 m) sowie Sequenz der vorgespielten Klangattrappen (zuerst «kick-kick...», dann Quäken). Objekte der Nebenstichprobe wurden 2012 1–2-mal begangen. Vier der sieben an der Feldarbeit beteiligten Personen (J. Bühlmann, W. Müller, G. Pasinelli, M. Weggler) waren bereits bei früheren Inventuren dabei und somit mit der Methode und den Örtlichkeiten eng vertraut, die drei neuen Teammitglieder R. Ayé, M. Müller und Y. Schwarzenbach verfügten ihrerseits über Felderfahrungen mit Mittelspechterhebungen.

In jedem Waldobjekt wurde die Lage des ersten Lockpunkts zufällig gewählt. Der nächste Lockpunkt befand sich in 200–300 m Distanz, in der Regel auf einem Weg, der nächste Lockpunkt wiederum 200–300 m von diesem entfernt usw. Von diesem Schema wurde nur abgewichen, wenn auf dem Weg zum nächsten Lockpunkt eine spontane Lautäußerung registriert wurde (s. unten).

Gegenüber den Vorläuferprojekten gab es folgende nennenswerte Änderungen: Zum Einsatz kamen erstmals MP3-Abspielgeräte statt wie bisher Tonbandgeräte. Die 2002 verwendeten Tonbandaufnahmen waren zwischenzeitlich digitalisiert worden und lagen 2012 als MP3-Dateien vor. Die Feldkarten waren überdies angereichert mit Angaben zum Vorkommen der Eichenbestände. Ferner wurde erstmals eine Liste mitgeführt, auf der für jeden Lockpunkt separat die beobachtete Reaktion bzw. das Ausbleiben einer Reaktion von Mittelspechten festgehalten wurde. Diese technischen Änderungen dürften nach unserem Dafürhalten die Entdeckungswahrscheinlichkeit der Mittelspechte und somit die ermittelten Bestandszahlen nicht beeinflusst haben.

Nach abgeschlossener Felderhebung lagen für jedes Waldobjekt Einträge von 1–2 Begehungen vor. Von insgesamt 2094 Lockpunkten in den Wäldern der Haupt- und Nebenstichprobe sowie der sonstigen Flächen wurden 35,5 % (n = 744) bei der 1. und 2. Begehung kontrolliert (waren also jeweils dieselben Lockpunk-

te), während 33,8 % (n = 708) nur bei der 1. Begehung und 30,7 % (n = 642) nur bei der 2. Begehung kontrolliert worden waren. Lage-richtig eingezeichnet waren die Abspielstandorte der Klangattrappen und alle Mittelspechtbeobachtungen am Ort des ersten Kontakts. Als Beobachtung an einem Lockpunkt galten sowohl das Erscheinen eines oder mehrerer Mittelspechte nach Abspielen der Klangattrappe als auch Spontanbeobachtungen von Mittelspechten an Lockpunkten. Bei spontanen Lautäusserungen wurde am Ort der Beobachtung (in der Regel auf einem Weg oder Pfad) ein Punkt definiert und die Beobachtung als Vorkommen des Mittelspechts bezeichnet (ohne Locken). Von diesem Beobachtungsort bis zum nächsten Lockpunkt wurden wiederum 200–300 m abgescritten. Mit Symbolen wurden überdies das Verhalten der beobachteten Mittelspechte sowie Hinweise auf sichere Simultanbeobachtungen mehrerer Individuen in die Karte eingetragen (Südbeck et al. 2005).

1.3. Ableitung der Reviere und des Revierbestands

Die Lage und Zahl der Mittelspechtreviere wurde am Schreibtisch nach standardisierten Kriterien abgeleitet (Details s. Bühlmann et al. 2003). Dabei flossen sowohl die Mittelspechtreaktionen auf die Klangattrappe als auch Spontanbeobachtungen von Mittelspechten ein. Diese wurden gleich wie Reaktionen gewertet. Die Lage des angenommenen Reviermittelpunktes wurde in einem GIS-Shapefile abgespeichert. Nachfolgend wird der Begriff «Paar» synonym für «Revier» verwendet.

1.4. Schätzung von Antreffwahrscheinlichkeit und Besiedlungsgrad

Als Grundlage für die Berechnungen von Antreffwahrscheinlichkeit und Besiedlungsgrad diente eine Datentabelle, die für jeden Lockpunkt, gruppiert nach Waldobjekt der Hauptstichprobe, die Beobachtung (= 1) oder Nichtbeobachtung (= 0) eines Mittelspechts bei der 1. und 2. Begehung enthielt. Als Beobachtung galt für diese Auswertung das Erscheinen eines oder mehrerer Mittelspechte nach Abspielen

der Klangattrappe an einem Lockpunkt. Lockpunkte der 1. und 2. Begehung, die aufgrund der Einträge in den Feldkarten weniger als 25 m voneinander entfernt lagen, wurden als identischer Lockpunkt (46,0 % der total 944 Lockpunkte), alle anderen als unterschiedliche Lockpunkte betrachtet (25,7 % bzw. 28,3 % der Lockpunkte nur bei der 1. Begehung bzw. 2. Begehung kartiert). Für jedes Waldobjekt wurden mit ArcMap 10.0 jene Lockpunkte ermittelt, die innerhalb des entsprechenden Waldobjekts bzw. nicht weiter als 25 m davon entfernt lagen, da Lockpunkte auf Wegen ausserhalb der eigentlichen Waldobjekte, aber in deren unmittelbaren Nähe liegen können. Der Ausschluss solcher Punkte von der Analyse hätte zu einem Verlust wertvoller Information über die Besiedlung des Waldobjekts durch den Mittelspecht geführt.

Von 60 der 76 Waldobjekte der Hauptstichprobe lagen mindestens fünf Lockpunkte vor (total 944 Lockpunkte). Diese wurden für die Schätzung von Antreffwahrscheinlichkeit und Occupancy in einem sogenannten «single-season site-occupancy model» im Programm Presence (Hines 2006) berücksichtigt.

Dieses Modell umfasst die folgenden vier Annahmen (MacKenzie et al. 2006, Kéry 2008). (1) Demographische Geschlossenheit der Population. Die beiden Begehungen lagen zeitlich nahe beieinander, so dass die wichtige Annahme (hier: ein Lockpunkt ist während der Erfassungsperiode immer oder nie besetzt, es gibt also keine Zu- oder Abwanderung) zumindest teilweise erfüllt ist (s. Diskussion). (2) Es gibt keine Fehlbestimmungen. Da alle Kartierenden bereits mehrfach bei Mittelspecht-Kartierungen mit Klangattrappen mitgewirkt hatten, ist anzunehmen, dass diese Annahme erfüllt ist. (3) Die Wahrscheinlichkeit der Occupancy ist für alle Untersuchungseinheiten (hier Lockpunkte) konstant oder Unterschiede der Wahrscheinlichkeit des Besiedlungsgrads werden mit Kovariablen modelliert. Letzterem wurde Rechnung getragen, indem die Occupancy (auch) pro Waldobjekt geschätzt wurde (s. nächster Absatz). (4) Die Antreffwahrscheinlichkeit ist konstant über die Untersuchungseinheiten und über die Begehungen, oder wird durch Kovariablen, die die Untersuchungsein-

heiten und die Begehungen charakterisieren, modelliert. Auch diese Bedingung haben wir in unseren Analysen berücksichtigt (s. nächster Absatz). Dass die Antreffwahrscheinlichkeit durch weitere Faktoren beeinflusst wird, es also Uneinheitlichkeit in der Antreffwahrscheinlichkeit («unmodellierter Heterogenität») gibt, ist anzunehmen, wurde aber im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter untersucht.

Es wurden acht Modelle mit unterschiedlichen Erwartungen bezüglich Occupancy und Antreffwahrscheinlichkeit geprüft. Vier davon nahmen einen konstanten Besiedlungsgrad an und eine Antreffwahrscheinlichkeit, die entweder konstant war (Modell 1), sich zwischen der 1. und 2. Begehung (Modell 2), zwischen den Beobachtern (Modell 3) oder sowohl zwischen der 1. und 2. Begehung als auch zwischen den Beobachtern unterschied (Modell 4). Die restlichen vier Modelle nahmen einen für jedes Waldobjekt unterschiedlichen Besiedlungsgrad und eine Antreffwahrscheinlichkeit an, die entweder konstant war (Modell 5), sich zwischen der 1. und 2. Begehung (Modell 6), zwischen den Beobachtern (Modell 7) oder sowohl zwischen der 1. und 2. Begehung als auch zwischen den Beobachtern unterschied (Modell 8). Die Plausibilität der acht Modelle wurde mit Modellselktion basierend auf AIC (Akaike Informations-Kriterium) nach Burnham & Anderson (2002) ermittelt. Modelle mit einem um bis zu 2 grösseren AIC-Wert verglichen mit dem besten Modell (welches den kleinsten AIC-Wert aufweist) werden allgemein als gleich plausibel betrachtet. Für die 16 Waldobjekte mit jeweils weniger als fünf Lockpunkten berechneten wir einen unkorrigierten Besiedlungsgrad, indem die Anzahl Lockpunkte mit Mittelspecht-Reaktion durch die totale Anzahl Lockpunkte pro Waldobjekt dividiert wurde.

1.5. Auswertungsgrössen und statistische Prüfverfahren

Das räumliche Muster der Besiedlung bzw. Nichtbesiedlung von Waldobjekten wurde in Bezug gesetzt zur Lage eines Waldes im räumlichen Muster der untersuchten Wälder. Die Abstände zwischen jeweils zwei Waldobjekten ermittelten wir, indem wir die Waldobjekts-

grenzen in ihre Eckpunkte auflösten und anschliessend den minimalen Eckpunkt Abstand zwischen allen Waldobjekten paarweise berechneten.

Wir verwendeten planimetrische Funktionen aus der Applikation QGIS (Quantum 2012) und Darstellungsfunktionen von ArcGIS 10.1. Statistische Kennzahlen berechneten wir mit JMP Vs 9 (SAS Institute Inc. 2007).

2. Ergebnisse

2.1. Gesamtbestand

Der Gesamtbestand des Mittelspechts 2012 im Kanton Zürich umfasste 381 Paare. In den Wäldern der Hauptstichprobe haben wir 221 Paare ermittelt, in den Wäldern der Nebenchprobe 145 Paare, und sonstige Beobachtungen ergaben 15 Paare.

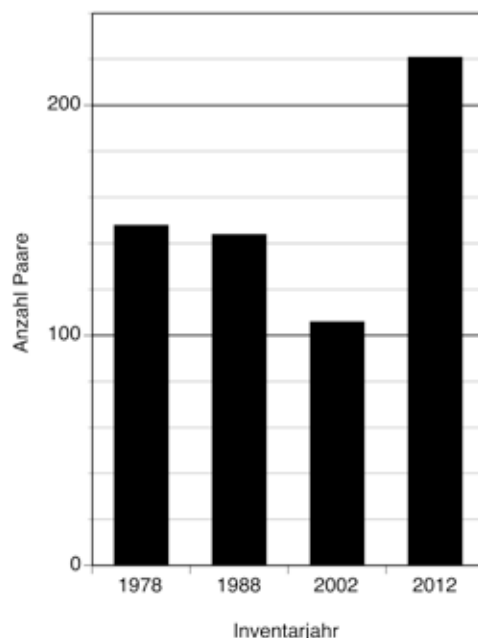


Abb. 1. Anzahl der beobachteten Mittelspechtpaare 2012 in 76 Waldobjekten (Hauptstichprobe) im Kanton Zürich im Vergleich zu den Erhebungen 1978, 1988 und 2002. – *Number of pairs of the Middle Spotted Woodpecker in 76 study forests in the canton Zurich in 2012 compared to the numbers in 1978, 1988 and 2002 in the same forests.*

Tab. 1. Bestandsentwicklung des Mittelspechts aufgrund paarweise angeordneter Revierzahlen in 76 untersuchten Waldobjekten (Hauptstichprobe). Angegeben sind die Mittelwerte der Paardifferenzen und die Prüfung des Mittelwertes zur Hypothese Null (Whitney-U-Test). *** = $p < 0,001$; ** = $p < 0,01$; ns = nicht signifikant. – *Population trend of the Middle Spotted Woodpecker based on pairwise comparisons of the same 76 forests studied in all four years. Shown are the means of the pair differences and the test of the mean against the null hypothesis (Whitney-U-test).*

	1978	1988	2002
1978	–	–	–
1988	0,04 (ns)	–	–
2002	–0,55 **	–0,51 **	–
2012	+0,97 **	+1,01 ***	+1,52 ***

Zwischen 2002 und 2012 ist die Zahl der ermittelten Mittelspechtpaare im Kanton Zürich stark angestiegen, in der Hauptstichprobe von 106 auf 221 Paare (Abb. 1). Ein grosser Teil der 145 Paare der Nebenchprobe bewohnte Wälder, die nach unseren damaligen Beobachtungen zu schliessen 2002 mit grosser Wahrscheinlichkeit noch nicht besiedelt waren.

Die beobachtete Bestandszunahme zwischen 2002 und 2012 erfolgte nach einem jahrzehntelangen Rückgang (Abb. 1, Bühlmann et al. 2003). Der Zuwachs in den letzten 10 Jahren war so gross, dass der Bestand heute signifi-

kant über den Werten von 1978, 1988 und 2002 liegt. Dies geht aus den paarweisen Bestandsvergleichen innerhalb der Hauptstichprobe hervor (Tab. 1).

Die Population wuchs zwischen 2002 und 2012 um minimal den Faktor 2,08 (221/106), maximal um den Faktor 3,59 (381/106). Die jährliche Zuwachsrate betrug somit 7,6–13,7 %.

2.2. Objektbesiedlung

Von den 76 Waldobjekten der Hauptstichprobe waren 2012 54 (71 %) besiedelt. Vor 10 Jahren waren es erst 22 (29 %). Die stark erhöhte Besiedlungsrate der Wälder ergab sich daraus, dass kleinere Eichenwaldobjekte bis 30 ha bei der jüngsten Erfassung deutlich öfter besiedelt waren als bei den früheren Erfassungen (Abb. 2). Die Besiedlungsrate von Waldobjekten über 30 ha Grösse lag hingegen nur geringfügig über jener aus früheren Beobachtungsperioden oder entsprach ihr.

Von den 32 Objekten, die zwischen 2002 und 2012 neu besiedelt wurden, waren 12 (16 % der Stichprobe) erstmals besiedelt. Die seit 2002 wieder- und neubesiedelten Eichenwaldobjekte nahmen zusammen 86 Paare auf; dies entspricht 75 % des Netto-Zuwachses von 115 Paaren zwischen 2002 und 2012. Die übrigen 29 Paare siedelten sich in Wäldern an, die bereits 2002 besiedelt waren (Anhang 2).

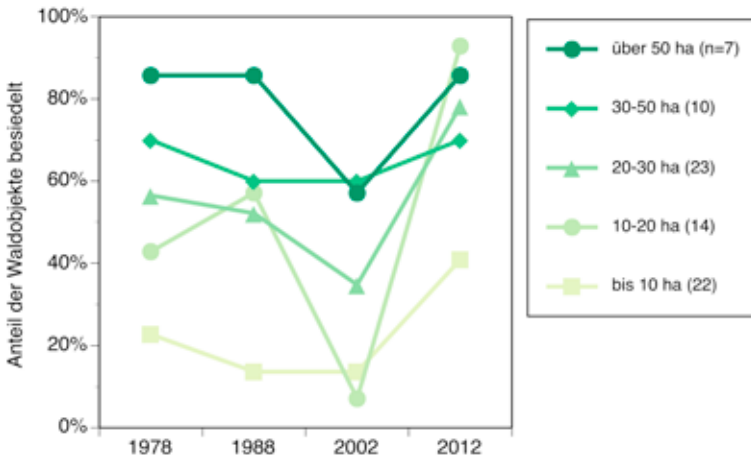


Abb. 2. Anteil der besiedelten Waldobjekten ach Grössenklasse 1978, 1988, 2002 und 2012. – *Proportion of occupied forests classified by size in 1978, 1988, 2002 and 2012.*

2.3. Verlaufsmerkmale der Bestandserholung zwischen 2002 und 2012

2.3.1. Zeitlicher Ablauf

Der Mittelspechtbestand fiel bis 2003 auf einen Tiefstwert und stieg anschliessend wieder an. In der Untersuchungsfläche Niederholz lag der tiefste Bestand bei 31 Paaren (2003); er wuchs anschliessend kontinuierlich auf 80 Paare (Abb. 3). 2012 lag der lokale Bestand in dieser Untersuchungsfläche deutlich über dem bisherigen Höchstbestand von 68 Brutpaaren zu Beginn der Untersuchung (1978). Aus einem 98 ha grossen, traditionell besiedelten Waldobjekt in Unterstammheim war der Mittelspecht 2003 vollständig verschwunden, seither stieg der Bestand mit kleineren Rückschlägen auf maximal 17 Paare im Jahr 2011.

Die Wachstumskurven in beiden Untersuchungsgebieten folgten eng einer linearen Beziehung (Niederholz $r^2 = 0,78$, Unterstammheim $r^2 = 0,89$, je $p < 0,001$). Es war nicht erkennbar, dass das Wachstum in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraums abflachte.

2.3.2. Räumliches Muster

Die zwischen 2002 und 2012 neu besiedelten Objekte befanden sich geografisch sowohl zwischen als auch ausserhalb der traditionell besiedelten Objekte (Abb. 4). Rund 10 Vorkommen entstanden neu in Eichenwäldern im Oberen Furttal und im Limmattal am südlichen Rand des Verbreitungsgebiets. Ein neu begründetes Vorkommen bei Affoltern am Albis war isoliert und lag über 10 km südlich des bisherigen Verbreitungsrandes im Kanton Zürich und über 20 km vom nächstliegenden Wald entfernt, welcher bereits 2002 besiedelt war (Abb. 4).

Die 2012 unbesiedelt gebliebenen Objekte lagen vorab am südlichen Verbreitungsrand sowie im Mittleren Tösstal. Ihre räumliche Lage im Netz der untersuchten Waldobjekte unterschied sich signifikant von jenen, die zwischen 2002 und 2012 neu besiedelt wurden. Die 2012 unbesiedelten Objekte lagen im Mittel 12433 ± 575 m entfernt von jenen Objekten, die 2002 aufgrund bestehender Mittelspechtvorkommen als «Besiedlungsquellen» in Frage kamen. Neu besiedelte Objekte lagen deutlich

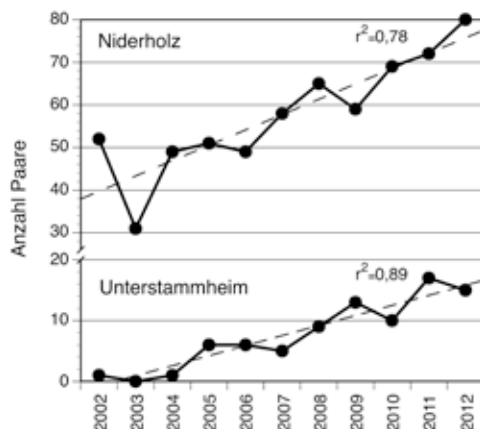


Abb. 3. Bestandsverlauf des Mittelspechts in zwei Waldobjekten, aus denen zwischen 2002 und 2012 jährlich erfasste Bestandszahlen vorliegen. – Number of pairs of the Middle Spotted Woodpecker in two forests for which annual data from 2002 to 2012 are available.

näher zu diesen «Besiedlungsquellen» (7686 ± 477 m, t-Test, $t = 6,1$, $p < 0,001$).

2.3.3. Wachstum und Besiedlung in Abhängigkeit von der Waldgrösse

Der Bestandszuwachs 2002–2012 in einem Waldobjekt stand nicht in Bezug zur Grösse des Eichenwaldes (Korrelation nach Pearson $+0,22$, $p = 0,31$ für alle 22 Waldobjekte, die 2002 und 2012 besiedelt waren). Hingegen waren Waldobjekte, die zwischen 2002 und 2012 neu oder wieder besiedelt wurden, nur halb so gross wie solche mit stetigem Vorkommen 1978–2012; zu Waldobjekten ohne Besiedlung 2002 und 2012 bestand kein Grössenunterschied (Abb. 5).

Die 54 besiedelten Waldobjekte waren mit einer mittleren Fläche von 29,5 ha signifikant grösser als unbesiedelte ($17,2$ ha, $t = 2,3$, $p < 0,01$). Das kleinste besiedelte Eichenwaldobjekt (Spaltenflue/Niederwenigen) umfasste 1,5 ha, das grösste unbesiedelte 63,9 ha (Dunkelhölzli/Zürich). Ganz ähnliche Zahlen lieferte die Nebenstichprobe, innerhalb derer das kleinste besiedelte Eichenwaldobjekt 2,6 ha umfasste, das grösste unbesiedelte 58,4 ha.

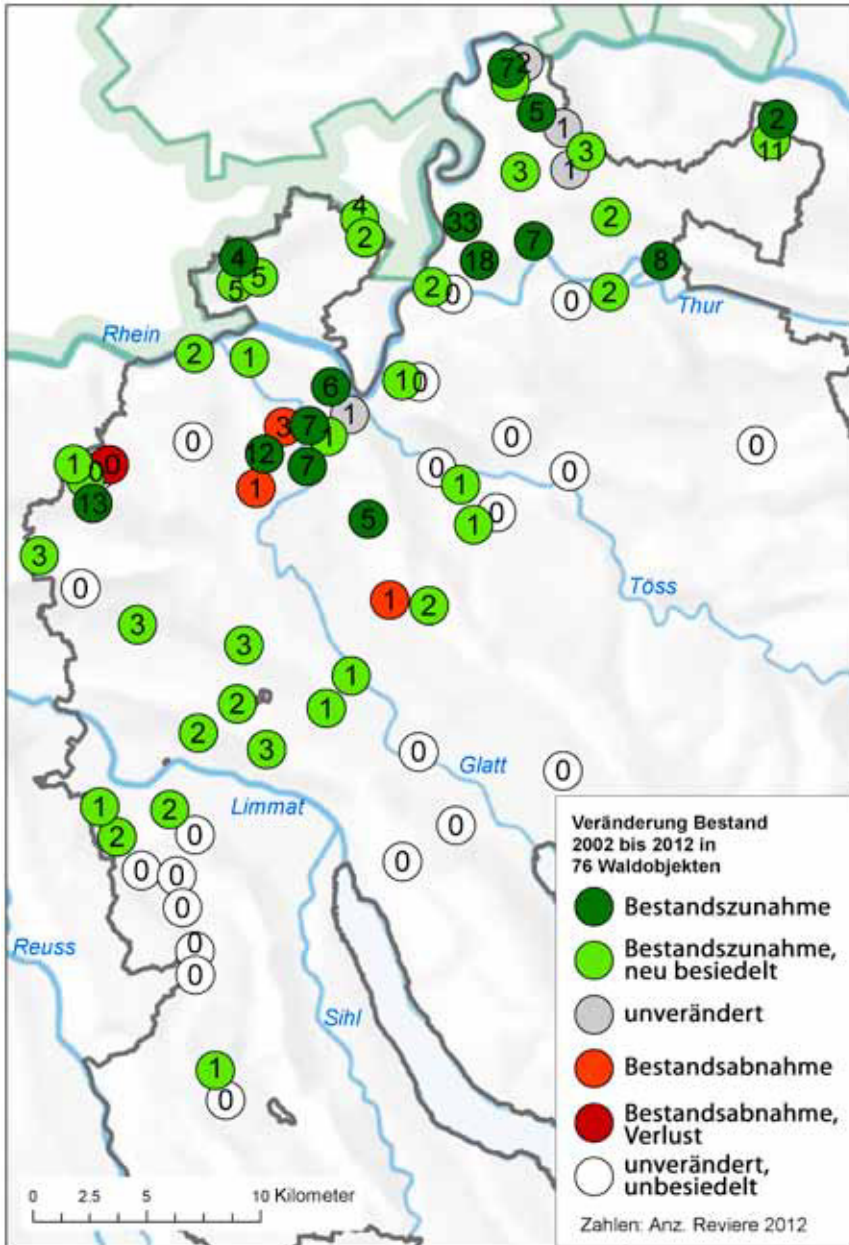


Abb. 4. Entwicklung der Mittelspechtbestände 2002–2012 in 76 Waldobjekten im Kanton Zürich. Die Zahlen in den Kreisen stehen für die Anzahl Brutpaare des Mittelspechts im entsprechenden Objekt im Jahr 2012. Hintergrundkarte: © Swisstopo. – *Population trends of the Middle Spotted Woodpecker in 76 forests in the canton Zurich from 2002 to 2012. Within circles, numbers of pairs in 2012 are given for each forest. Dark green: increase in population size; light green: increase in population size and newly colonized; grey: no change; orange: decrease in population size; red: local extinction; white: no change, not occupied.*

2.4. Antreffwahrscheinlichkeit und Besiedlungsgrad

Die Modelle mit konstanter bzw. zwischen den beiden Begehungen unterschiedlicher Antreffwahrscheinlichkeit waren beide praktisch gleich plausibel (Tab. 2). Wir konnten keinen Einfluss der Beobachtenden auf die Antreffwahrscheinlichkeit feststellen: Alle Modelle, die Beobachtereffekte enthielten, wurden schlecht unterstützt (AIC-Werte deutlich grösser als bei den ersten beiden Modellen). Gemäss dem höchstrangierten Modell betrug die Antreffwahrscheinlichkeit bei der 1. Begehung 0,593 (95 % Konfidenzintervall 0,513–0,668), jene bei der 2. Begehung 0,528 (0,457–0,598). Gemittelt über beide Begehungen ergibt sich pro Begehung eine Antreffwahrscheinlichkeit von 0,557 (0,493–0,619, mit dem zweitbesten Modell in Tab. 2 geschätzt). Um zu 95 % sicher zu sein, bei einem Lockpunkt einen Mittelspecht nachzuweisen, der sich dort aufhält, braucht es unter Anwendung der Formel (3) aus Kéry (2008) und der gemittelten Antreffwahrscheinlichkeit von 0,557 3,64 Begehungen, aufgerundet also vier Begehungen.

Die Modelle mit separater Schätzung des Besiedlungsgrads pro Waldobjekt wurden klar besser unterstützt als die Modelle mit konstantem Besiedlungsgrad (Tab. 2). Die entsprechenden Besiedlungsgrad-Werte pro Waldobjekt sind im Anhang 2 ersichtlich. Über alle Waldobjekte gemittelt betrug der mit dem Site-Occupancy-Modell geschätzte Besiedlungsgrad 0,428 (0,116–0,859), der unkorrigierte Besiedlungsgrad (Lockpunkte mit Mittelspecht-Beobachtung/alle Lockpunkte) hingegen nur 0,341. Ohne Berücksichtigung der Antreffwahrscheinlichkeit sind also nur knapp 80 % (= $(0,341/0,428) \cdot 100$) der Lockpunkte mit Vorkommen eines Mittelspechts als tatsächlich besetzt erkannt worden.

3. Diskussion

Die vorliegende Untersuchung ergab eine Trendumkehr in der Bestandsentwicklung des Mittelspechts zwischen 2002 und 2012 im Kanton Zürich, bestimmte das Jahr des Tiefstands der Population (2003) und ermittelte ein

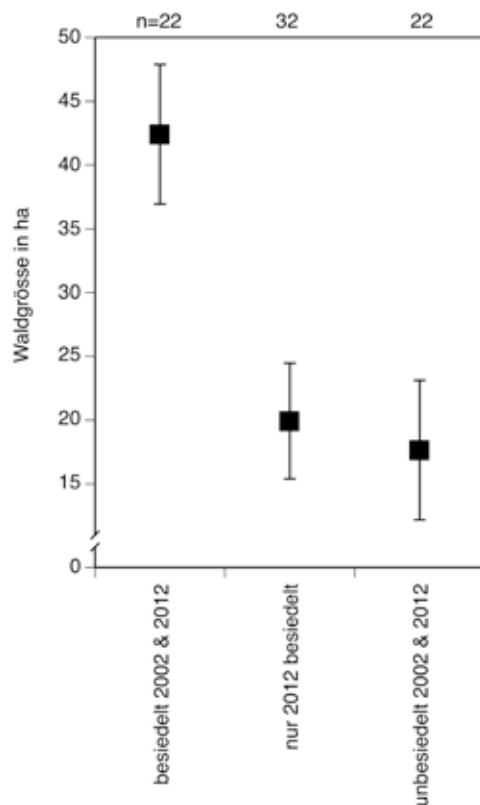


Abb. 5. Waldgrösse in Abhängigkeit von der Klassierung nach Besiedlung 2002 und 2012. Stets besiedelte Waldobjekte waren signifikant grösser als neu-besiedelte und bis 2012 unbesiedelte. – *Forest size in relation to occupancy in 2002 and 2012. Continuously occupied forests (= «besiedelt 2002 & 2012») were significantly larger than both newly colonized («nur 2012 besiedelt») and constantly unoccupied forests («unbesiedelt 2002 & 2012»).*

hohes jährliches lineares Bestandswachstum von mindestens +7,6 %, welches den Mittelspechtbestand auf das höchste Niveau seit 1978 ansteigen liess. Der dynamische Bestandsverlauf erstaunt deshalb, weil eichenreiche Wälder, der Lebensraum des Mittelspechts, sich im Allgemeinen nur langsam verändern. Faktoren wie Nahrung, Totholz oder relativer Eichenanteil, die sich relativ rasch ändern können oder ändern lassen, stehen deshalb als mögliche Erklärung im Vordergrund.

Tab. 2. Resultat der Modellselektion basierend auf 60 Waldobjekten mit 944 Lockpunkten. Kleinere AIC-Werte weisen auf bessere Unterstützung der Modelle durch die Daten hin (Burnham & Anderson 2002). Δ AIC = Differenz des AIC-Werts eines Modells zum höchstrangierten Modell; K = Anzahl geschätzter Parameter; ψ = Besiedlungsgrad (occupancy), p = Antreffwahrscheinlichkeit; $-2LL$ = Devianz. Eine Beschreibung der Modelle ist in Kap. 1.4 zu finden. – *Result of model selection based on 60 study forests with 944 playback stations. Models with smaller AIC values are better supported by the data (Burnham & Anderson 2002). Δ AIC = difference in AIC value of a model to the highest-ranking model; K = number of estimated parameters; ψ = occupancy, p = detection probability; $-2LL$ = deviance. «Waldobjekt» = study forest; «Begehung» = sampling occasion; «Beobachter» = observer.*

Modell	AIC	Δ AIC	K	$-2LL$
ψ (Waldobjekt),p(Begehung)	1405,34	0	62	1281,34
ψ (Waldobjekt),p(konstant)	1405,87	0,53	61	1283,87
ψ (Waldobjekt),p(Begehung+Beobachter)	1412,61	7,27	68	1276,61
ψ (Waldobjekt),p(Beobachter)	1412,81	7,47	67	1278,81
ψ (konstant),p(Begehung+Beobachter)	1458,55	53,21	9	1440,55
ψ (konstant),p(Beobachter)	1459,46	54,12	8	1443,46
ψ (konstant),p(Begehung)	1561,89	156,55	3	1555,89
ψ (konstant)p(konstant)	1563,40	158,06	2	1559,40

3.1. Bestandsentwicklung und Ausbreitung 2002–2012

Wachsende Mittelspechtbestände und Neubesiedlungen ab 2000 haben bereits Fornat (2009) für den Kanton Aargau und Barbalat & Piot (2009) für das Genferbecken zwischen Céligny (Kanton Genf) und Fort l'Ecluse (Frankreich) beschrieben. Auch aus Baden-Württemberg (Gatter & Mattes 2008), Hessen (Felgenhauer 2007), Niedersachsen (Kamp 2007) und den Niederlanden (Hustings & Vergeer 2002) liegen Meldungen von Bestandserholungen vor, die z.T. bereits Ende der Neunzigerjahre eingesetzt hatten. Ein Problem bei den erwähnten Untersuchungen bestand jeweils darin, dass ein besserer Erfassungsgrad die festgestellte Bestandserhöhung miterklärt hat (Felgenhauer 2007).

Unsere Zahlen belegen aufgrund des seit 1978 standardisierten Erhebungsaufwands zweifelsfrei eine Umkehr im Bestandstrend beim Mittelspecht seit der letzten Kartierung 2002, gefolgt von einer raschen Bestandserholung. Wir vermuten veränderte klimatische Bedingungen und eine damit einhergehende Ausweitung des Nahrungsangebots als mögliche Ursachen. Die jüngste Dekade war gekennzeichnet durch überdurchschnittlich hohe Temperaturen, verbunden mit einigen Wärmerekorden (2003: heissester Sommer seit 1864, 2011: wärmster Frühling seit 1864).

Das beobachtete langfristige jährliche Populationswachstum von mindestens 7,6 % ist im Vergleich zu bisher von Nichtsingvögeln rapportierten Zuwachsraten hoch, aber nicht ungewöhnlich (Review in Sæther & Engen 2002). Wir vermuten, dass eine Kombination von gesteigener Immigration und Nachwuchsleistung diese hohe Wachstumsrate ermöglichte. Zwei Indizien liegen dieser Vermutung zu Grunde: Die in den letzten Jahren gestiegene Beobachtungshäufigkeit von umherstreifenden Mittelspechten in der ganzen Schweiz (Volet et al. 2011) sowie die Feststellung von aussergewöhnlich frühen Bruten (J. Bühlmann).

Von den insgesamt 381 Paaren brüteten 2012 212 (58 %) in den 76 Waldobjekten, die aufgrund ihrer Grösse und Eichendichte 1978 als ernsthafte Besiedlungskandidaten eingestuft worden waren. Dies sind deutlich mehr Paare als seit Beginn der systematischen Erhebungen 1978 je in der gleichen Stichprobe festgestellt wurden. 42 % oder 149 Paare leben heute ausserhalb dieser Wälder. Die überwiegende Zahl dieser Waldobjekte wurden 1978, 1988 oder 2002 von W. Müller oder J. Bühlmann mindestens einmal auf Mittelspechte abgesucht (weshalb sie bekannt waren), aber immer ohne Erfolg. Aus diesem Umstand leiten wir ab, dass die Besiedlung dieser zusätzlichen Waldobjekte grossmehrheitlich im Zuge der Bestandserholung zwischen 2002 und 2012 erfolgte.

3.2. Antreffwahrscheinlichkeit und Besiedlungsgrad

Dem single-season-site-occupancy-Modell, das wir für die Berechnung von Antreffwahrscheinlichkeit und Besiedlungsgrad verwendeten, liegen unter anderem folgende Annahmen zugrunde: (1) Ein Lockpunkt ist entweder während der ganzen Erfassungsperiode besetzt oder während der ganzen Periode unbesetzt (Annahme der «geschlossenen Population») und (2) es gibt keine Fehlbestimmungen (keine «Feststellung» des Mittelspechts an Lockpunkten, an denen er gar nicht vorkommt).

Diese Annahmen sind nur teilweise erfüllt. So kann ein unverpaarter Mittelspecht an einem Lockpunkt bei einer ersten Begehung früh im Jahr reagieren, obwohl er dort kein Revier verteidigt und nur umherstreift. Bei der zweiten Begehung hat er dann sein Revier anderenorts etabliert und kann beim selben Lockpunkt nicht mehr reagieren, weil er «emigriert» ist. Die Annahme der Geschlossenheit wäre dann verletzt. Es ist aber zu beachten, dass herkömmliche Erfassungsmethoden ebenfalls auf Annahmen basieren, die nicht erfüllt sind und die weder explizit angegeben noch überprüft werden (Kéry 2008). Beispielsweise wird oft angenommen, dass alle anwesenden Individuen auch tatsächlich beobachtet werden (also $p = 1$ ist), dass die Population während der Kartierungsphase demografisch «geschlossen» ist, dass mit zwei Begehungen alle Mittelspechte erfasst werden oder dass bei zweimaligem Ausbleiben einer Reaktion des Mittelspechts der Lockpunkt nicht besetzt ist.

Aufgrund von Antreffwahrscheinlichkeit und Besiedlungsgrad lässt sich nicht direkt eine Bestandsschätzung ableiten, zum Beispiel weil die Reviere je nach Habitatqualität unterschiedlich gross sind und somit mehr als einen Lockpunkt enthalten können. Eine Korrektur der Anzahl Paare aufgrund der Antreffwahrscheinlichkeit wäre dann sinnvoll, wenn die Lockpunkte so weit auseinander lägen, dass jeweils mit grosser Wahrscheinlichkeit neue Revierinhaber angelockt würden. Wie gross diese Distanz zwischen Lockpunkten sein müsste, ist aber für den Mittelspecht und wohl auch für die meisten anderen Arten unbekannt. Im Falle einer Wiederholung der Bestandsaufnahme wird

jedoch eine genauere Abschätzung von Änderungen des Besiedlungsgrads möglich, welche insbesondere unabhängig von einer eventuellen Änderung der Entdeckungswahrscheinlichkeit sein wird. So wäre es denkbar, dass durch stärkere Holznutzung die Wälder in Zukunft übersichtlicher werden und dadurch die Entdeckungswahrscheinlichkeit für Mittelspechte steigt. Die höhere Entdeckungswahrscheinlichkeit würde bei einer zukünftigen Erhebung zu einer zu optimistischen Einschätzung der Bestandsentwicklung führen. Zum Beispiel könnten die unkorrigiert ausgewerteten Daten auf einen konstanten Bestand hindeuten, obwohl er in Wirklichkeit abgenommen hat.

Vor Kartierungen sollte geregelt werden, wie spontane Lautäusserungen und Beobachtungen, also nicht durch die Klangattrappe hervorgerufene Reaktionen, den Lockpunkten zugeordnet werden. Grundsätzlich hängt die Zuordnung davon ab, wie gut die Lautäusserung bzw. Beobachtung zu lokalisieren ist. Ist die Lokalisierung einigermaßen genau möglich, kann die Lautäusserung bzw. Beobachtung dem nächstliegenden Lockpunkt zugeschlagen werden, d.h. der Lockpunkt würde dann als besetzt betrachtet, obwohl die Klangattrappe nicht abgespielt wurde. Eine Mindestdistanz vom Lockpunkt zur spontanen Lautäusserung bzw. Beobachtung (z.B. 50 m) sollte festgelegt werden. Wird diese überschritten, erfolgt keine Zuordnung. Die beste Standardisierung wird erreicht, wenn die Klangattrappe wie in dieser Untersuchung an jedem Lockpunkt abgespielt wird, unabhängig von allfälligen Spontanlautäusserungen. Man gewinnt dadurch zusätzliche Informationen, beispielsweise über die An- und evtl. Abflugrichtungen oder über die Anzahl anwesender Individuen. Solche Zusatzinformationen sind insbesondere für die klassische Revierausscheidung sehr wertvoll.

3.3. Mögliche Ursachen für die Trendumkehr in der Bestandsentwicklung

3.3.1. Habitatangebot und Habitatfragmentierung

Waldobjekte mit für den Mittelspecht hinreichender Stammzahl von ≥ 40 cm dicken Ei-

chen (< 25–50 m Kronabstand, Müller 1982) haben sich im Kanton Zürich zwischen 2002 und 2012 wahrscheinlich tendenziell vergrößert. In den davorliegenden Jahrzehnten nahm diese Fläche ab (Bühlmann & Pasinelli 2012). Grund für die Zunahme der Eiche dürfte die naturschützerisch motivierte Eichenförderung in ausgewählten Wäldern sein (Pasinelli et al. 1998, 2008, Weggler 2004) und die beachtliche Umwälzung im Holzvorrat aufgrund von Stürmen und Folgeschäden. Zwischen 1996 und 2006 sind rund 20 % des Nadelholzvorrats in den Wäldern des Schweizer Mittellandes verschwunden und durch Laubhölzer ersetzt worden (Brändli 2010).

Verbesserte Lebensraumbedingungen dürften nicht nur in den Kerngebieten mit umfangreichen Mittelspechtvorkommen eingetreten sein (Niderholz, Bülach und Umgebung, Stammerberg, etc.), sondern auch in zahlreichen vergleichsweise kleinflächigen Waldobjekten. Die erhöhte Besiedlungsrate dieser kleinen Waldobjekte (Abb. 2) deutet ferner darauf hin, dass aufgrund dichteabhängiger Habitatselektion derzeit Wälder besiedelt werden, denen vormals eine nachrangige Eignung bescheinigt wurde. Es ist wahrscheinlich, dass weitere Waldobjekte in den nächsten Jahren besiedelt werden, weil noch kein Abflachen des Bestandsanstiegs festgestellt werden konnte.

Die Zunahme des Totholzes in den Schweizer Wäldern (Brändli 2010) führte ziemlich sicher auch im Kanton Zürich dazu, dass stehende tote Bäume und Totholz im Kronenbereich zugenommen haben. Als Suchspecht findet der Mittelspecht einen beachtlichen Teil seiner Nahrung und des Nestlingsfutters in diesen Baumteilen (Bühler 1976, Jenni 1983). Tote und/oder pilzbefallene Stämme und Kronenäste sind ferner wichtig als Höhlensubstrat (Pasinelli 2007).

Weiter von besiedelten Wäldern entfernt liegende Eichenflächen sind wie früher mit geringerer Wahrscheinlichkeit besiedelt als näher beieinanderliegende Wälder. Dies interpretieren wir ebenso als Hinweis auf noch unbesiedelte Habitatreserven wie auch als Folge relativ geringer Mobilität des Standvogels Mittelspecht (Müller 1982). Das Beispiel eines isoliert liegenden, erfolgreich besiedelten Objek-

tes bei Affoltern am Albis zeigt allerdings, dass der Mittelspecht auch Objekte neu besiedeln kann, die 20 km von bestehenden Vorkommen entfernt liegen. Das Dispersionsverhalten dürfte analog der Habitatwahl von der Populationsdichte abhängen (Matthysen 2005).

Der Anteil der Mittelspechte, die in kleinen Waldobjekten Reviere verteidigen, ist stark angestiegen (Abb. 2). Ob es sich dabei zu wesentlichen Teilen um unverpaarte Individuen handelt, bleibt fraglich. Es gibt Hinweise, dass in Objekten, die erstmals seit 1978 besiedelt waren und vergleichsweise isoliert liegen, tatsächlich gebrütet wird (am 8. Mai 2012 1 futtertragender Mittelspecht am Chatzensee, P. Walser briefl.). Neu besiedelte Objekte beherbergten aber auch Reviere, die wir alleine aufgrund quäkender Mittelspechte bildeten. Das Quäken ist ein Verhalten, das beide Geschlechter vor allem vor der Verpaarung zeigen (Pasinelli 2003).

3.3.2. *Erweitertes Nahrungsangebot*

Die Bedeutung von Beeren als Nahrungs- und Futterbestandteil des Mittelspechts wurde möglicherweise bisher unterschätzt (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Die Beeren des Efeus *Hedera helix* sind in grossen Mengen in einem Höhenbereich verfügbar, den der Mittelspecht zum Nahrungserwerb nutzt. Sie stehen in den Monaten Februar bis Mai zur Verfügung, also in der Vorbrutzeit und während der Eiablage und der Jungenaufzucht. Efeu ist eine immergrüne, frostempfindliche ozeanische Pflanze, die sich seit einigen Jahren ausbreitet, weil längere Kaltwetterperioden ausbleiben (Bader 2012), ihr Wachstum durch Luftdüngung begünstigt wird (Schmidt & Heinrichs 2013) und die Pflanze seltener abgeschnitten wird, weil sie nicht mehr wirtschaftlich und/oder baumpflegerisch unerwünscht ist (Wilhelm 2010). Es gibt Hinweise, dass sich am Boden und an Baumstämmen wachsendes Efeu in den letzten Jahren im Raum Basel explosionsartig ausgebreitet hat. Im Projekt «Vegetation und Boden» des Landesforstinventars LFI hat Efeu in der Krautschicht zwischen 1996 und 2009 signifikant zugenommen; die gemessene Zunahme in der Baumschicht ist aufgrund des

geringen Stichprobenumfangs nicht signifikant (Angaben LFI, M. KÜCHLER briefl.). Ähnliche Beobachtungen machten wir in unseren Untersuchungsflächen, ohne dies quantifizieren zu können.

Das Angebot an Wirbellosen, namentlich Massenvermehrungen von Frostspannern und des Eichenwicklers *Tortrix viridana*, kommt ebenfalls als Ursache für ein verbessertes Nahrungsangebot in Frage. Gatter & Mattes (2008) haben die Vermutung aufgestellt, dass die Bestandsvergrößerungen des Mittelspechts, die im Raum Stuttgart seit den Siebzigerjahren eingetreten sind, eine Spätfolge des reduzierten Einsatzes von Insektiziden in der Landwirtschaft sein könnten. Denkbar wäre aber auch ein Zusammenhang zwischen Massenvermehrungen und der Klimaentwicklung analog dem Borkenkäfer (Rigler et al. 2012).

3.3.3. Erweitertes Angebot potenzieller Höhlenbäume

Das Angebot an potenziellen Höhlenbäumen hat sich in der Untersuchungszeit möglicherweise entscheidend erweitert durch erhöhte Totholzvorräte und höheres Bestandsalter, was zu mehr Totholz im Kronenbereich der Eiche führt. Ein erhöhtes Angebot an potenziellen Höhlenbäumen führt zu kleineren Aktionsräumen (Pasinelli 2000) und ermöglicht somit in bisher besiedelten Wäldern eine höhere Siedlungsdichte und/oder die Besiedlung von neuen Waldobjekten.

3.3.4. Bessere Niststandorte durch verringerte Höhlenkonkurrenz

Die Rolle des Stars *Sturnus vulgaris* als möglicher Höhlenkonkurrent des Mittelspechts ist unklar (Pasinelli 2003). Der Populationsrückgang des Stars im Kanton Zürich von 17000 auf 12000 Brutpaare zwischen 1988 und 2008 (Wegglér et al. 2009) könnte die Bestandserholung des Mittelspechts mindestens teilweise begünstigt haben. Einen entsprechenden Zusammenhang vermuten auch Gatter & Mattes (2008) und Mattes & Gatter (2011) für eine 600 km² grosse Untersuchungsfläche bei Stuttgart D.

3.3.5. Weitere Faktoren

Parasiten und Krankheiten: Die rasche Bestandserholung des Mittelspechts ohne zunächst offenkundige Ursache wirft die Frage auf, ob möglicherweise Parasiten oder Krankheiten weggefallen sind. Auffallend ist, dass mit dem Grünspecht eine weitere Spechtart zwischen 1975 und 1985 eine unerwartete Bestandserholung im Kanton Zürich erlebte, und das ohne erkennbare Ursache (Wegglér 1991). Die Rolle, welche Mikro- oder Makroparasiten für die grossräumige Bestandsdynamik bei Vögeln und insbesondere Spechten spielen, sind bisher kaum untersucht (LaDeau et al. 2007).

Immigration: Bei der jüngsten Bestandserholung des Mittelspechts handelt es sich um ein schweizweites (Mollet et al. 2009) und länderübergreifendes Phänomen (Hustings & Vergeer 2002, Felgenhauer 2007, Kamp 2007, Gatter & Mattes 2008) und nicht um eine spezifisch zürcherische Besonderheit. Den Beitrag, den immigrierende Mittelspechte zur Populationsentwicklung im Kanton Zürich leisteten, können wir leider weder direkt noch indirekt abschätzen.

3.4. Beurteilung der bisherigen Schutzempfehlungen und Schlussfolgerungen

Die im Kanton Zürich gewählte Förderungsstrategie für den Mittelspecht ist aufgrund der hier aufgezeigten Entwicklung als wirksam einzustufen. Die Förderungsstrategie war wohl 2002–2012 deshalb so erfolgreich, weil sie im Kielwasser positiver Veränderungen segelte, die im einzelnen noch zu identifizieren sind und welche kaum direkt mit der Förderungsstrategie zusammenhängen.

Den Massnahmenkatalog zur Förderung des Mittelspechts (Tab. 3) würden wir aufgrund der jüngsten Bestandserholung beibehalten und hinsichtlich einiger neuer Aspekte ergänzen. Namentlich regen wir an, alle Massnahmen verstärkt auch in kleineren und/oder «isolierten» Objekten anzuwenden, da diese nach der jüngsten Entwicklung vorbehaltlos als geeignete Mittelspechtwälder eingestuft werden können. Überdies wären Abklärungen zur Bedeutung von Totholz und Efeu sowie kleineren

Tab. 3. Bisherige Massnahmen der Mittelspechtförderung im Kanton Zürich und ihre Modifikation und Ergänzung aufgrund der Erkenntnisse der vorliegenden Studie. – *Previous forest management measures applied in the canton Zurich to promote the Middle Spotted Woodpecker and modifications and extensions based on the results of this study.*

Tätigkeitsbereich	Bisherige Empfehlungen/Massnahmen/Grundlagen	Gewünschte Anpassung	in der Kompetenz/auszuführen von
Planung	Inventar der Eichenwälder auf Grundlage älterer Bestandskarten	Revision der Liste aller eichenreichen Wälder mit mehr als 2 ha Fläche und Aufarbeitung als Geodaten	Abteilung Wald
Planung	Inventar der Wälder mit Mittelspechtvorkommen 2002	Aktualisieren auf Stand 2012 mit diesem Inventar	Abteilung Wald, erfolgt
Planung	Unterscheidung von vorrangigen Flächen (>10 ha) und kleinen und/oder isolierten Flächen mit nachrangiger Bedeutung	Bisher als nachrangig klassierte Objekte aufgrund der jüngsten Entwicklung inventarisieren und in der Schutzpriorität höher stufen	Abteilung Wald
Waldbau	Förderung der Fläche mit eichenreichen Beständen mittels selektiver Nutzung von Nicht-Eichen bzw. Förderung vorhandener Eichen im Nebenbestand	verstärkt weiterführen, auch in kleineren, isolierten, bisher als nachrangig klassierten Objekten	Abteilung Wald, Förster
Waldbau	Förderung der kulturhistorischen Form des Mittelwalds	verstärkt weiterführen	Abteilung Wald
Waldbau	Dauernd lichte Eichenwälder schaffen und erhalten	auf wüchsigen Standorten Zielkonflikte zur Mittelspechtförderung lösen	Fachstelle Naturschutz, Abteilung Wald
Waldbau	Schaffung von Jungeichenbeständen	Weiterführen insbesondere auf vormals nicht mit Eichen bestockten Flächen. Massnahme im Rahmen normaler Waldverjüngung realisieren.	Abteilung Wald
Forschung, – Waldbau	–	Bedeutung Efeu als Habitatrequisit für den Mittelspecht (und andere Vogelarten) abklären. Schnitt von Efeu unterlassen, solange Funktion nicht abgeklärt ist, und entsprechende Empfehlung herausgeben	Abteilung Wald, Institute, Waldbesitzer, Ökobüros
Waldbau	–	Stehendes und liegendes Totholz fördern. Bei Durchforstung Baumschnitt hoch ansetzen.	Abteilung Wald
Ökologischer Ausgleich	Einheitlicher Beitrag für Hochstamm-Obstbäume jeglicher Physiognomie	Erhaltung alter, borkiger Obstbäume und Einzelbäume als Trittschneisen im Kulturland besonders honorieren	Fachstelle Naturschutz
Forschung, Waldbau	Gesamtinventar Mittelspecht alle 10 Jahre	Weiterführen	Abteilung Wald, Fachstelle Naturschutz

Modifikationen bei einzelnen Massnahmen für den Mittelspecht wichtig (Tab. 3).

Der grosse Wert von Langzeitstudien für den Naturschutz wird mit der vorliegenden Unter-

suchung einmal mehr unterstrichen (Pienkowski 2008). Wir sind erfreut, dass es weiterhin Stiftungen und Ämter gibt, die den Wert solcher Studien erkennen und sie unterstützen.

Dank. Wir danken der Abteilung Wald Kanton Zürich, der Ala, Schweizerische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz, der Fachstelle Naturschutz Kanton Zürich, der Fondation Petersberg pro planta et natura, dem Natur- und Vogelschutzverein Zürich Altstetten, der Ornithologischen Gesellschaft Zürich, dem Migros Kulturprozent, der Paul Schiller Stiftung, dem Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, der Schweizerischen Vogelwarte Sempach, der Sophie und Karl Binding Stiftung, dem Verein Arbeitsgemeinschaft Mittelspecht und dem ZVS/BirdLife Zürich für finanzielle Unterstützung. Marc Kéry steuerte einige Kommentare zum Text über die Besiedlungsgrad-Analyse bei.

Zusammenfassung

Zum vierten Mal seit 1978 wurde 2012 der Mittelspechtbestand im Kanton Zürich mit unveränderter Methode erfasst. In den untersuchten Wäldern stieg der Bestand nach Jahrzehnten des Rückgangs in der Zeit zwischen 2002 und 2012 von 106 auf 221 Paare. Die jährliche Wachstumsrate betrug mindestens +7,6 %. Aufgrund zusätzlich besiedelter Waldobjekte schätzen wir den aktuellen Gesamtbestand im Kanton Zürich auf 381 Paare. Während der Dekade der Bestandszunahme wurden vor allem kleinere Waldobjekte neu besiedelt, die insgesamt 75 % des Netto-Zuwachses aufwiesen. Die Antreffwahrscheinlichkeit betrug im Mittel 0,557 (0,493–0,619, 95 % Konfidenzintervall) und unterschied sich nicht zwischen der ersten und der zweiten Begehung innerhalb des Erfassungszeitraums zwischen Mitte Februar und Anfang Mai. Dies resultierte aus der Anwendung eines «single-season models». Der Anteil besiedelter Lockpunkte betrug über alle Waldobjekte und unter Berücksichtigung der Antreffwahrscheinlichkeit gerechnet 0,428 und war damit deutlich höher als der unkorrigierte Anteil von 0,341. Die Ursachen für die Trendumkehr im Bestandsverlauf des Mittelspechts bleiben unbekannt. Wir vermuten ein verbessertes Habitat- und Nahrungsangebot als direkte und indirekte Folge der Klimaerwärmung (Zunahme von Laubholzanteil, Totholz und Efeu *Hedera helix*), der Waldbewirtschaftung (höhere Bestandsalter, höhere Vorräte) und der eingeleiteten Schutzmassnahmen (Eichenförderung). Es wird empfohlen, die bisherigen Schutzmassnahmen weiterzuführen und auszuweiten auf kleinere und/oder isoliertere Waldobjekte, die aus der jüngsten Bestandssituation heraus als durchaus geeignete Mittelspechthabitate eingestuft werden müssen.

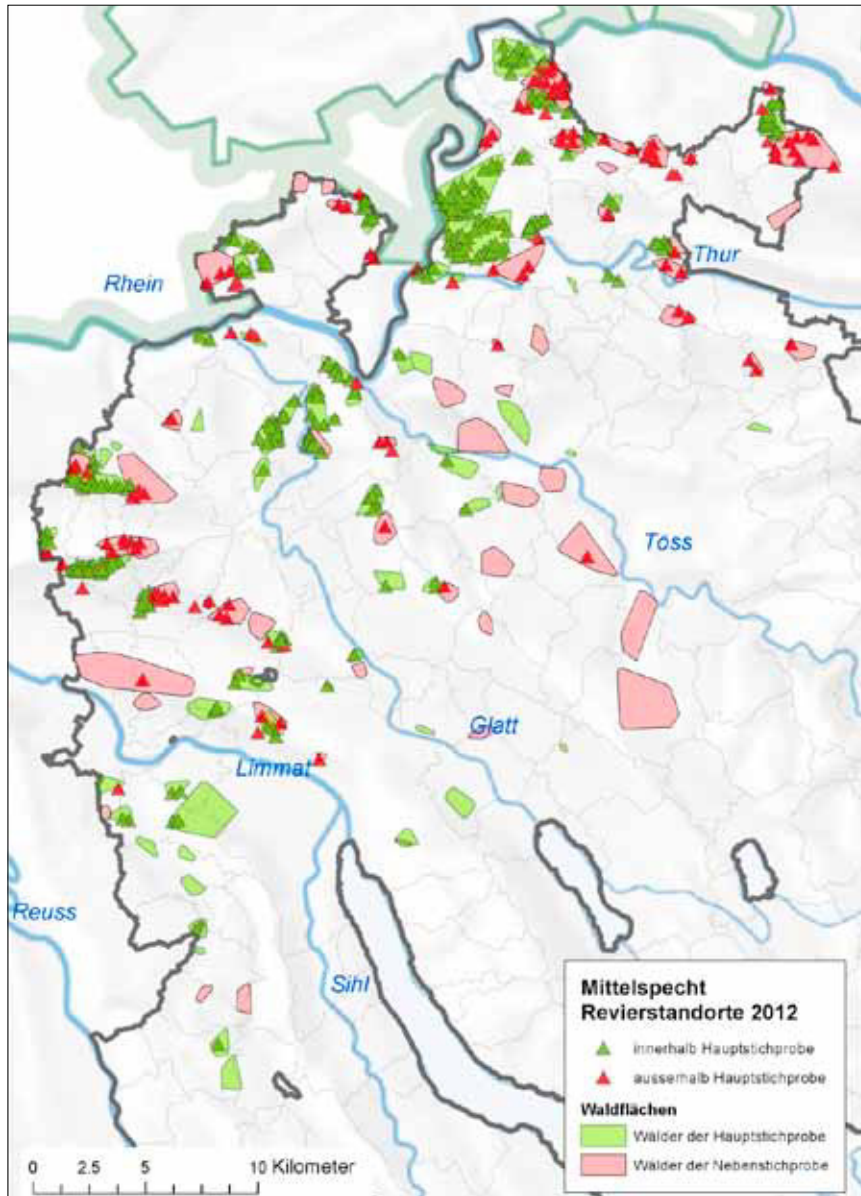
Literatur

- BADER, S. (2012): Kältewellen im Vergleich. Meteo Schweiz. http://www.meteoschweiz.admin.ch/web/de/wetter/wetterereignisse/kaeltewellen_vergleich.html (Stand 26. November 2012).
- BARBALAT, A. & B. PIOT (2009): Progression récente du Pic mar *Dendrocopos medius* dans le Bassin genevois. Nos Oiseaux 56: 87–98.
- BRÄNDLI, U.-B. (2010): Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004–2006. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf.
- BÜHLER, U. (1976): Untersuchung über die Rolle der waldbaulichen Betriebsart und der Waldstruktur für die Verbreitung des Mittelspechts (*Dendrocopos medius* L.). Dipl.arb. ETH Zürich.
- BÜHLMANN, J. (2012): Bericht über den Mittelspechtbestand im Zürcher Weinland 2012. Unveröff.
- BÜHLMANN, J., H. EGGENBERGER, M. MÜLLER & G. PASINELLI (2007): Bestandssituation des Mittelspechts *Dendrocopos medius* im Kanton Thurgau 1976–2005: Grundlagen für den nachhaltigen Schutz einer gefährdeten Waldvogelart. Ornithol. Beob. 104: 301–315.
- BÜHLMANN, J., W. MÜLLER, G. PASINELLI & M. WEGGLER (2003): Entwicklung von Bestand und Verbreitung des Mittelspechts *Dendrocopos medius* 1978–2002 im Kanton Zürich: Analyse der Veränderungen und Folgerungen für den Naturschutz. Ornithol. Beob. 100: 343–355.
- BÜHLMANN, J. & G. PASINELLI (2012): Analyse des Bestandsrückgangs beim Mittelspecht *Dendrocopos medius* von 1978–2002 im Kanton Zürich: Grundlagen für den nachhaltigen Schutz einer gefährdeten Waldvogelart. Ornithol. Beob. 109: 73–94.
- BURNHAM, K. P. & D. R. ANDERSON (2002): Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York.
- FELGENHAUER, F. (2007): Fehlerabschätzung beim Vogelmonitoring am Beispiel einer Bestandsuntersuchung des Mittelspechts in Hessen. Vogelwarte 45: 353–354.
- Fornat (2009): Spechtkartierung in eichenreichen Aargauer Wäldern: Der Mittelspecht als Indikator. Kurzbericht. Departement Bau, Verkehr und Umwelt (DBVU), Abteilung Wald, Aarau.
- GATTER, W. & H. MATTES (2008): Ändert sich der Mittelspecht *Dendrocopos medius* oder die Umweltbedingungen? Eine Fallstudie aus Baden-Württemberg. Vogelwelt 129: 73–84.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9, Columbiformes–Piciformes. Akad. Verl.-Ges., Wiesbaden.
- HINES, J. E. (2006): PRESENCE4 – Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.shtml>.
- HUSTINGS, F. & J.-W. VERGEER (Red.) (2002): Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998–2000: verspreiding, aantallen, verandering. Nederlandse Fauna 5. Nationaal natuurhistorisch Museum, Leiden.
- JENNI, L. (1983): Habitatnutzung, Nahrungserwerb

- und Nahrung von Mittel- und Buntspecht (*Dendrocopos medius* und *D. major*) sowie Bemerkungen zur Verbreitungsgeschichte des Mittelspechts. Ornithol. Beob. 80: 29–57.
- JUNOD, P. & B. MÜLHAUSER (2005): La sylviculture favorable au chêne, facteur de la progression du Pic mar *Dendrocopos medius* en Suisse. Exemple du Bois du Devens (canton de Neuchâtel). Schweiz. Z. Forstwes. 156: 104–111.
- KAMP, J. (2007): Verbreitung, Bestand und Habitatnutzung des Mittelspechts *Dendrocopos medius* in NW-Niedersachsen. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 39: 77–96
- KÉRY, M. (2008): Grundlagen der Bestandserfassung am Beispiel von Vorkommen und Verbreitung. Ornithol. Beob. 105: 353–386.
- LADÉAU, S. L., A. MARM KILPATRICK & P. P. MARRA (2007): West Nile virus emergence and large-scale declines of North American bird populations. Nature 447: 710–713.
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, J. A. ROYLE, K. H. POLLOCK, J. E. HINES & L. L. BAILEY (2006): Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier, San Diego.
- MATTES, H. & W. GATTER (2011): Beeinflusst der Star *Sturnus vulgaris* über Höhlenkonkurrenz die Häufigkeit von Spechten *Dendrocopos* sp.? Ornithol. Beob. 108: 251–259.
- MATTHYSEN, E. (2005): Density-dependent dispersal in birds and mammals. Ecology 86: 403–416.
- MOLLET, P., S. BIRRE, B. NAEF-DAENZER, L. NAEF-DAENZER, R. SPAAR & N. ZBINDEN (2006): Situation der Vogelwelt im Schweizer Wald. Avifauna Report Sempach 5.
- MOLLET, P., N. ZBINDEN & H. SCHMID (2009): Steigende Bestandszahlen bei Spechten und anderen Vogelarten dank Zunahme von Totholz? Schweiz. Z. Forstwes. 11: 334–340.
- MOSIMANN, P., B. NAEF-DAENZER & M. BLATTNER (1987): Die Zusammensetzung der Avifauna in typischen Waldgesellschaften der Schweiz. Ornithol. Beob. 84: 275–299.
- MÜLHAUSER, B. & P. JUNOD (2003): Apparition et expansion des populations neuchâtelaises de Pic mar *Dendrocopos medius* dans la seconde moitié du XX^e s. mises en relation avec l'évolution des forêts. Nos Oiseaux 50: 245–260.
- MÜLLER, W. (1982): Die Besiedlung der Eichenwälder im Kanton Zürich durch den Mittelspecht *Dendrocopos medius*. Ornithol. Beob. 79: 105–119.
- MÜLLER, W., G. PASINELLI & U. REHSTEINER (2011): Methodische Anleitung zur Erfassung des Mittelspechts in der Schweiz. http://www.birdlife.ch/sites/default/files/documents/SVS_Erfassung_Mittelspecht_Methode_1101_def.pdf (Stand 26. November 2012).
- PASINELLI, G. (2000): Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the Middle Spotted Woodpecker (*Dendrocopos medius*). Biol. Conserv. 93: 227–235.
- PASINELLI, G. (2003): *Dendrocopos medius* Middle Spotted Woodpecker. BWP Update 5: 49–99.
- PASINELLI, G. (2007): Nest site selection in Middle and Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos medius* & *D. major*: implications for forest management and conservation. Biodiv. Conserv. 16: 1283–1298.
- PASINELLI, G., E. OBERHOLZER & J. BÜHLMANN (1998): Oekologische Ausgleichszahlungen im Wald: Das Beispiel Niederholz im nördlichen Kanton Zürich. Schweiz. Z. Forstwes. 149: 822–830.
- PASINELLI, G., M. WEGGLER & B. MÜLHAUSER (2008): Aktionsplan Mittelspecht Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 0805. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweizerische Vogelwarte, Sempach und Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Zürich.
- PIENKOWSKY, M. W. (2008): Using long-term ornithological studies in setting targets for conservation in Britain. Ibis 133, Suppl.: 62–75.
- Quantum GIS Development Team (2012): Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- RIGLING, A., B. FORSTER, F. MEIER & B. WERMELINGER (2012): Insekten als Schlüsselfaktoren der zukünftigen Waldnutzung? Vierteljahrsschr. Nat.forsch. Ges. Zürich 157: 53–56.
- SAS Institute Inc. (2007): JMP statistics and graphics guide. SAS Institute Inc., Cary.
- SEETHER, B.-E & S. ENGEN (2002): Pattern of variation in avian population growth rates. Phil. Trans. R. Soc. Lond. 357: 1185–1195.
- SCHMIDT, W. & S. HEINRICHS (2013): Förster, Rehe, Stickstoff – oder doch allein der Klimawandel? Der Efeu (*Hedera helix* L.) als Indikator für Veränderungen in Buchenwäldern. In: Landesbetrieb Wald und Holz NRW Arnsberg (Hrsg.): Tagungsband «40 Jahre Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen» (im Druck).
- SÜDBECK, P., H. ANDRETTZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- VOLET, B., C. MÜLLER, J. DUPLAIN, M. SPIESS, M. BURKHARDT (2011): Ornithologischer Informationsdienst No. 269, März 2011. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- WEGGLER, M. (1991): Brutvögel im Kanton Zürich. Zürcher Vogelschutz (ZVS), Zürich.
- WEGGLER, M. (2004): Aktionsplan Mittelspecht (*Dendrocopos medius*). Baudirektion Kanton Zürich, Fachstelle Naturschutz, Zürich.
- WEGGLER, M., C. BAUMBERGER, M. WIDMER, Y. SCHWARZENBACH & R. BÄNZIGER (2009): Zürcher Brutvogelatlas 2008 – Aktuelle Brutvogelbestände im Kanton Zürich 2008 und Veränderungen seit 1988. Bericht mit 2 Separates. ZVS/BirdLife Zürich, Zürich.
- WILHELM, G. (2010): Efeu an Bäumen – ein Problem? Was wir über die Wirkung einer ausserge-

wöhnlichen Pflanze wissen. Bericht Bund für
Umwelt und Naturschutz Deutschland.

*Manuskript eingegangen 19. März 2013
Bereinigte Fassung angenommen 21. April 2013*



Anhang 1. Alle 381 Mittelspechtreviere 2012 in Beziehung zu den untersuchten Wäldern. – All 381 territories (triangles) of the Middle Spotted Woodpecker in 2012 in relation to the forests examined (polygons). Green: the 76 forests systematically examined in every of the four study years; red: the 66 forests systematically monitored in 2012, but not before.

Anhang 2. Die in allen vier kantonalen Kartierungen nach Mittelspechten abgesuchten 76 Eichenwaldobjekte der Hauptstichprobe im Überblick. EW-Flä = Eichenwaldfläche. Die Spalte Occ. (für Occupancy = Besiedlungsgrad) gibt pro Objekt den Anteil der Lockpunkte mit Mittelspecht-Nachweisen gemäss dem Site-Occupancy-Modell wider (vgl. Kap. 1.4). SE = Standardfehler der Besiedlungsgrad-Schätzung, n = Anzahl Lockpunkte. Für Objekte mit weniger als fünf Lockpunkten wurde ein unkorrigierter Besiedlungsgrad-Wert ermittelt (Anz. Lockpunkte mit Mittelspecht-Nachweis dividiert durch total Anz. Lockpunkte pro Objekt). * = Objekte mit fünf oder mehr Lockpunkten, für die keinen Besiedlungsgrad geschätzt werden konnte, da die meisten Lockpunkte des 1. und 2. Durchgangs an verschiedenen Orten lagen; hier wurde wiederum ein unkorrigierter Besiedlungsgrad-Wert errechnet. Bez. = Bezirk; Aff. = Affoltern, And. = Andelfingen, Bül. = Bülach, Die. = Dietikon, Dld. = Dielsdorf, Ust. = Uster, Win. = Winterthur, Zür. = Zürich. – *The 76 forests searched for Middle Spotted Woodpeckers in all four years in the canton Zurich. The column Occ. (= occupancy) gives for each forest the proportion of playback stations with registrations of the Middle Spotted Woodpecker estimated with the site-occupancy model. SE = standard error; n = number of playback stations. For forests with less than five playback stations, a naïve occupancy value was calculated (number of playback stations with registrations of the Middle Spotted Woodpecker divided by the total number of playback stations per forest). * = forests with five or more playback stations, but for which occupancy could not be estimated by the site-occupancy model, because most playback stations of the first and second sampling occasions were located in different places (i.e. farther than 25 m apart); again, we give here the naïve occupancy value. «Bezirk» = district; «Gemeinde» = community; «Flurname» = field name; «Fläche» = area; «Paare» = pairs.*

Bez.	Gemeinde	Flurname	Koordinaten		EW-Flä. ha	Paare				Occ.	SE	n
			x	y		78	88	02	12			
Aff.	Affoltern	Bislikerhau	677673	237715	28,4	0	0	0	1	0,344	0,178	15
Aff.	Affoltern	Ess-Baderholz	678134	236396	31,4	0	0	0	0	0	0	20
Aff.	Bonstetten	Burst, Chügelmatt	676767	242949	19,1	0	0	0	0	0	0	7
Aff.	Bonstetten	Fluechhau	676790	241899	6,7	0	0	0	0	0	0	3
And.	Andelfingen	Eichholz	694996	271948	7,7	1	0	0	2	0,122	0,118	14
And.	Andelfingen	Isenberg	693327	271571	4,4	0	0	0	0	–	–	0
And.	Benken	Ganeten-Brotch.	692960	279175	7,6	0	0	1	1	0,608	0,327	5
And.	Benken	Vorder-Hörnli	691793	279875	30,9	2	2	4	5	0,749	0,194	21
And.	Berg am Irchel	Esch-Hochw. E	686676	268006	20,2	0	0	0	0	0	0	12
And.	Berg am Irchel	Hochwacht West	685878	268069	10,7	0	0	0	1	0,349	0,176	13
And.	Feuerthalen	Cholfirst Nord	691254	282049	21,6	2	2	2	2	0,571	0,247	7
And.	Flaach	Inslen-Engi	688117	271874	8,0	0	0	0	0	0,296	0,264	5
And.	Flaach	Thurmündung	687219	272189	20,2	0	1	0	2	0,568	0,224	11
And.	Flurlingen	Unter-Bürgitilli	690494	281804	47,4	5	4	3	7	0,602	0,146	30
And.	Laufen-Uhwies.	Bürgitilli	690629	281190	18,3	4	0	0	2	0,135	0,13	13
And.	Marthalen	Abist	691084	277260	14,2	3	2	0	3	0,761	0,263	12
And.	Marthalen	Hard	691667	274211	23,7	8	6	5	7	0,879	0,216	13
And.	Marthalen	Niderholz Marth.	689286	273336	102,1	14	16	15	18	0,762	0,117	59
And.	Ossingen	Husersee Speck	695073	275263	9,9	2	1	0	2	0,501	0,207	13
And.	Ossingen	Oberholz	697264	273350	22,7	3	3	4	8	1	0	20*
And.	Rheinau	Niderholz Rheinau	688540	275029	196,7	37	42	25	33	0,797	0,089	113
And.	Trüllikon	Hebsack	693966	278143	9,3	1	0	0	3	1	0	7*
And.	Trüllikon	Schlossberg	693264	277359	5,7	1	0	1	1	0,308	0,282	6
And.	Unterstammh.	Halden	702091	278632	55,4	4	3	0	11	0,718	0,129	45
And.	Unterstammh.	Mooshölzli	702383	279574	13,0	1	1	1	2	1		4
Bül.	Bachenbülach	Sunhalden	684396	261960	38,8	3	3	4	5	0,675	0,187	11
Bül.	Bülach	Glatthalden	681720	264282	27,7	3	4	3	7	0,774	0,214	8
Bül.	Bülach	Höhrain	683579	266578	22,5	2	1	1	1	0,248	0,222	5
Bül.	Bülach	nördlich Brengspel	682626	265610	5,5	0	1	0	1	0,667		3
Bül.	Bülach	Rinsberg	682753	267781	49,2	2	4	4	6	0,9	0,169	11
Bül.	Embrach	Blauen Nord	688457	263484	27,9	1	1	0	1	0,155	0,145	8
Bül.	Embrach	Oberelmet	689030	261732	21,8	0	0	0	1	0,206	0,189	6
Bül.	Embrach	Tössschlucht	687408	264234	5,2	0	0	0	0	0		3
Bül.	Glattfelden	Hard, Stat. Glattf.	681802	266083	47,5	3	5	5	7	1	0	13*
Bül.	Glattfelden	Lätten Schneggen	679156	269068	2,8	0	0	0	1	0		2
Bül.	Hochfelden	Hätschgen	680666	266021	41,6	4	4	4	3	0,31	0,19	8
Bül.	Hochfelden	Strassberg	679841	264834	71,4	12	12	11	12	0,543	0,126	27

Anhang 2. (Fortsetzung)

Bez.	Gemeinde	Flurname	Koordinaten		EW- Flä. ha	Paare				Occ.	SE	n
			x	y		78	88	02	12			
Bül.	Höri	Höriberg	679444	263314	21,7	0	2	2	1	0,144	0,135	9
Bül.	Hüntwangen	Bäl	679580	272620	18,6	1	0	0	5	1	0	13*
Bül.	Hüntwangen	Stocken	678559	272358	32,8	0	0	0	5	0,454	0,172	18
Bül.	Kloten	Buhalm	687062	258160	17,4	0	1	0	2	0,495	0,272	5
Bül.	Kloten	Homberg	685340	258417	26,6	3	0	2	1	0,139	0,132	10
Bül.	Oberembrach	Eigelhartan	690048	262251	6,5	0	0	0	0	0	0	3
Bül.	Rafz	Adenberg	684251	274355	23,0	0	0	0	2	0,117	0,113	14
Bül.	Rafz	Dietlisberg	684012	275185	23,0	1	1	0	4	1	0	10*
Bül.	Wallisellen	Grindel	686607	251732	7,8	0	0	0	0	0	0	4
Bül.	Wasterkingen	Gnüll E	678691	273452	25,1	2	1	2	4	1	0	8*
Die.	Birmensdorf	Ättenberg	676224	244875	25,2	0	0	0	0	0	0	15
Die.	Birmensdorf	Egg	674419	246504	24,3	0	0	0	0	0	0	11
Die.	Birmensdorf	Rameren	675982	246252	8,7	0	0	0	0	0	0	8
Die.	Dietikon	Baltenschwil	672597	249306	19,6	0	1	0	1	0	0	6
Die.	Schlieren	Brögger–Sterpel	675675	249190	16,9	0	0	0	2	0,155	0,145	8
Die.	Urdorf	Honeret Nordteil	673345	247988	27,7	2	1	0	2	0,265	0,136	14
Dld.	Boppelsen	Lägern Süd	671747	258921	42,7	1	0	0	0	0,654	0,133	42
Dld.	Buchs	Berg	674246	257329	23,6	2	2	0	3	0,764	0,221	16
Dld.	Niederweningen	Buechrain, Eggh.	672266	262665	81,5	8	8	5	13	0,689	0,101	40
Dld.	Niederweningen	Lütisgr., Chrebsb.	669930	260358	12,8	1	1	0	3	1	0	5*
Dld.	Niederweningen	Spaltenflue	671446	264387	1,5	0	0	0	1	1	0	1
Dld.	Oberweningen	Risi–Wattwil	673001	264368	8,0	2	2	1	0	0	0	2
Dld.	Oberweningen	Tännlihu	672441	264056	9,9	0	0	0	0	0	0	5
Dld.	Regensdorf	Chatzensee	678629	253839	26,4	0	0	0	2	0,464	0,213	8
Dld.	Regensdorf	Gubrist	676920	252560	70,8	0	0	0	2	0	0	13
Dld.	Rümlang	Michelholz	678928	256429	14,6	0	1	0	3	0,505	0,243	10
Dld.	Rümlang	Müswinkel	683645	255084	14,6	0	0	0	1	0,594	0,282	9
Dld.	Schleinikon	Schleiniker Buck	671956	263741	15,7	1	2	0	2	0,743	0,273	5
Dld.	Stadel	Hochw., Summerh.	676680	265383	5,6	0	0	0	0	0	0	2
Dld.	Weiach	Hard	676762	269238	19,0	0	1	0	2	1	0	3
Ust.	Dübendorf	Gockh.–Eichh.	688241	248495	26,5	0	0	0	0	0	0	6
Ust.	Volketswil	Gfännerberg	692961	250903	6,5	0	0	0	0	0	0	3
Win.	Neftenbach	Obertobel	690711	265594	30,6	0	0	0	0	0	0	17
Win.	Neftenbach	Taggenb. S, Altenh.	693245	264069	5,2	0	0	0	0	0	0	3
Win.	Wiesendangen	Eggwald	701468	265219	5,0	0	0	0	0	0	0	4
Zür.	Zürich	Chappeli	679919	251820	21,6	2	0	0	3	0,688	0,207	9
Zür.	Zürich	Chöschenrüti	682539	253639	6,0	0	0	0	1	1	0	2
Zür.	Zürich	Degenriet	685900	246904	24,9	1	0	0	0	0	0	11
Zür.	Zürich	Dunkelh., Rosshau	676773	248064	63,8	2	2	0	0	0,091	0,05	41

Anhang 3. Mittelspechtpaare in den 66 Wäldern der Nebenstichprobe im Überblick. – = keine Kartierung. – The 66 forests systematically searched in 2012, but not in the other years. – = missing value.

Bezirk	Gemeinde	Flurname	1978	1988	2002	2012
Affoltern	Aesch	Aesch Chuebuck	0	–	–	0
Affoltern	Bonstetten	Bonstetten, E-Dorf	0	–	–	0
Affoltern	Bonstetten	Bonstetten Lachen	0	–	–	0
Affoltern	Hedingen	Hedingen Strumb.	0	–	–	0
Affoltern	Mettmenstetten	Mettmenstetten	0	–	–	0
Andelfingen	Andelfingen	Inslen	–	–	–	1
Andelfingen	Benken	Cholfirst	–	–	–	5
Andelfingen	Buch am Irchel	Buch, Wolschberg	0	–	–	0

Anhang 3. (Fortsetzung)

Bezirk	Gemeinde	Flurname	1978	1988	2002	2012
Andelfingen	Dachsen	Cholfirst	–	–	–	2
Andelfingen	Dorf	Buch, Salen	0	–	–	1
Andelfingen	Ellikon an der Thur	Elliker-Oberholz	–	–	–	1
Andelfingen	Flaach	Niderholz	–	–	–	1
Andelfingen	Flurlingen	Talhalden Cholfrist	–	–	–	2
Andelfingen	Kleinandelfingen	Niderholz	–	–	–	4
Andelfingen	Laufen-Uhwiesen	Cholfirst	–	–	–	10
Andelfingen	Marthalen	Niderholz	–	–	–	2
Andelfingen	Oberstammheim	Stammerberg	–	–	–	9
Andelfingen	Ossingen		–	–	–	4
Andelfingen	Rheinau	Berg	–	–	1	2
Andelfingen	Rheinau	Mannhusen	–	–	2	2
Andelfingen	Rheinau	Rheinufer	–	1	4	2
Andelfingen	Rheinau	Seewerben	–	0	0	1
Andelfingen	Thalheim an der Thur	Berg	–	–	–	2
Andelfingen	Trüllikon	Cholfirst, Truttikon	–	–	–	4
Andelfingen	Truttikon	Truttikoner Wald	–	–	–	7
Andelfingen	Unterstammheim	Stammerberg, Rodenberg	–	–	–	5
Andelfingen	Waltalingen	Truttikoner Wald	–	–	–	1
Andelfingen	Wildensbuch	Cholfirst	–	–	–	3
Bülach	Bülach	Schwäntenbüel	0	0	0	.
Bülach	Eglisau	Laubberg N	0	–	0	0
Bülach	Glattfelden	Buechhalden	0	–	0	0
Bülach	Glattfelden	Laubberg	–	–	–	2
Bülach	Hüntwangen	Hüntwangen	0	–	–	2
Bülach	Kloten	Schlatt	–	–	–	1
Bülach	Rafz	Loch, Rafzerfeld	–	–	–	4
Bülach	Rorbas	Dättenberg	–	–	–	3
Bülach	Wasterkingen	Wasterkingen	0	–	–	1
Bülach	Winkel	Trubhalden	–	–	–	1
Dielsdorf	Bachs	Bachs Hueb	0	–	–	0
Dielsdorf	Boppelsen	Lägern	–	–	–	1
Dielsdorf	Buchs	Berg	–	–	–	6
Dielsdorf	Buchs	Chrästel	0	0	–	1
Dielsdorf	Dielsdorf	Chrästel	–	–	–	1
Dielsdorf	Niederhasli	Schwänkelberg	–	–	–	1
Dielsdorf	Niederweningen	Egg	–	–	–	2
Dielsdorf	Niederweningen	Lägeren	–	–	–	1
Dielsdorf	Otelfingen	Lägeren	–	–	–	2
Dielsdorf	Regensdorf	Gubrist	–	–	–	2
Dielsdorf	Regensdorf	Schwänkelberg	–	–	–	2
Dielsdorf	Rümlang	Michelholz	–	–	–	1
Dielsdorf	Rümlang	Rümlang Eich	0	–	–	0
Dielsdorf	Schleinikon	Egg, Lägeren	–	–	–	3
Dielsdorf	Schöfflisdorf	Egg	–	–	–	3
Dielsdorf	Stadel	Stadlerberg	–	–	–	1
Dielsdorf	Steinmaur	Lägeren	–	–	–	1
Dielsdorf	Steinmaur	Lägeren Nord	0	–	–	5
Dielsdorf	Weiningen	Altberg	–	–	–	1
Pfäffikon	Illnau	Effretikon	0	–	–	0
Pfäffikon	Illnau-Effretikon	Illnau	0	–	–	0
Pfäffikon	Lindau	Kempthal	0	–	–	0
Winterthur	Brütten	Chomberg	–	–	–	1
Winterthur	Rickenbach	Rickenbach	0	–	–	2
Winterthur	Wiesendangen	Räterschen, Andelb. Wiesend.	0	–	–	0
Winterthur	Winterthur	Winterthur Berenberg	0	–	–	0
Zürich	Zürich	Chäferberg	–	–	–	1
Zürich	Zürich	Hönggerberg	–	–	–	2