

Effekten av föroreningar på variation i avkommans egenskaper hos
talgoxe (*Parus major*) och svartvit flugsnappare (*Ficedula hypoleuca*) i
Sydvästra Finland

Pro gradu-avhandling

Fakulteten för naturvetenskaper och teknik

Handledare: Tapio Eeva och Kai Lindström

Katarina Pessa

Åbo Akademi

Åbo 2020

ÅBO AKADEMI

Fakulteten för naturvetenskaper och teknik

Miljö- och marinbiologi

Pessa, Katarina

2020

Effekten av föroreningar på variation i avkommans egenskaper hos talgoxe (*Parus major*) och svartvit flugsnappare (*Ficedula hypoleuca*) i Sydvästra Finland

Pro gradu-avhandling, 53s.

Abstrakt

Förhöjda koncentrationer av metaller i omgivningen leder till negativa effekter i ekosystemen. I flera studier har det framkommit att metallkontamination även kan påverka fåglar. I Harjavalta finns ett av de största metallförorenade områden i Finland. I denna avhandling studerades ifall föroreningar, speciellt tungmetaller, påverkar variationen i ungarernas storlek inom kullen hos två insektätande tättingar, talgoxen (*Parus major*) och den svartvita flugsnapparen (*Ficedula hypoleuca*). I tidigare studier har det framkommit att speciellt talgoxen har blivit påverkad av tungmetallernas indirekta effekter medan den svartvita flugsnapparen också har visats lida av direkta effekter. Eftersom tungmetaller kan stanna länge i naturen studerades dessutom föroreningarnas långtidspåverkan på variationen. Det testades även andra faktorer som alternativa orsaker till variationen hos studiearterna. Data samlades genom att följa upp häckande fåglar i undersökningsområdet. För statistiken användes främst linjära modeller.

Resultaten visade att det fanns en skillnad i mängden variation mellan de två studiearterna. Variationen i vinglängden hos talgoxens kullar var större närmare föroreningskällan, däremot hittades det inte en skillnad mellan zonerna i variationen hos den svartvita flugsnapparen. Olika häckningsstrategier och skillnader i dieten kunde förklara skillnader mellan arterna. Variationen visade dock en svag minskande trend med åren hos båda arterna.

Nyckelord: förorening, variation, *Ficedula hypoleuca*, *Parus major*, tungmetaller

ÅBO AKADEMI UNIVERSITY

Faculty of Science and Engineering

Environmental and Marine Biology

Pessa, Katarina

2020

Effect of pollution on the variation in traits in great tit (*Parus major*) and European pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) nestlings in Southwest Finland

Master's thesis, 53pp.

Abstract

Elevated concentrations of metals in the environment lead to negative effects in the ecosystem. Several studies have found that heavy metal pollution can also affect birds. One of the biggest heavy metal polluted areas in Finland is in Harjavalta. This thesis studied whether pollution affects the within-brood variation in nestling size of two insectivorous passerines, the great tit (*Parus major*) and the European pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*). Previous studies have reported that especially the great tit have suffered from the indirect effects of heavy metals, whereas the pied flycatcher has also been affected by the direct effects. Since heavy metals can remain in the nature for a long time, the longtime effects of pollution on the variation were assessed. Additionally, other factors were considered as alternative explanations for the variation in the species studied. Data were collected by following up breeding birds in the study area. Linear models were mainly used for the statistical analysis.

The results showed that there was a difference in the amount of variation between the two bird species. The variation in wing length of the great tit was higher closer to the smelter while pied flycatcher had no difference in variation between the two study zones. The difference between the two species could be explained by different breeding strategies and differences in their diet. However, the variation had a declining trend along the years in both species.

Keywords: pollution, variation, *Ficedula hypoleuca*, *Parus major*, heavy metal

Innehållsförteckning

1. INTRODUKTION	1
1.1 Tungmetaller	2
1.1.1 Tungmetaller i fåglar	4
1.1.2 Tungmetallkontamination i Finland	5
1.2 Variation i ungarnas storlek	6
1.3 Forskningsfrågor och hypoteser	8
2. MATERIAL OCH METODER	10
2.1 Studieområde.....	10
2.2 Studiearterna.....	14
2.3 Data och variabler av intresse	15
2.3.1 Ungarnas storlek.....	16
2.3.2 Insamling av larvavföring (the frass-fall method).....	17
2.3.3 Långtidsdata.....	19
2.3.4 Föroreningar	19
2.3.5 Skogstyp	20
2.4 Statistisk analys.....	21
2.4.1 Föroreningarnas påverkan på variationen längs föroreningsgradienten.....	21
2.4.2 Häckningsframgång och överlevnad av ungarna.....	22
2.4.3 Påverkan av tillgänglig föda.....	23
2.4.4 Skillnaderna i variationen hos talgoxen och den svartvita flugsnapparen.....	23
2.4.5 Förändring i variationen med åren.....	23
3. RESULTAT	25
3.1 Variation längs föroreningsgradienten år 2017.....	25
3.1.1 Häckningsframgång och överlevnad	27
3.1.2 Påverkan av tillgänglig föda (larvexperimentet)	28
3.2 Skillnader i variationen mellan arterna	28
3.3 Förändringar i variationen med åren	29
4. DISKUSSION.....	32

4.1 Tolkning av resultat.....	33
4.1.1 Variation längs föroreningsgradienten och effekten av föroreningar.....	33
4.1.2 Skillnader i variationen mellan arterna.....	35
4.1.3 Skillnader i variation mellan åren.....	37
4.2 Andra möjliga förklaringar till variationen	39
4.3 Slutsatser, spekulationer och tankar om framtida studier	40
TACK.....	43
REFERENSER	44

1. INTRODUKTION

Särskilt under de senaste årtiondena har världen förändrats och förorenats på grund av antropogen verksamhet, såsom trafik, industri och energiproduktion. Föroreningarna och miljögifterna är ett globalt problem, och de leder bland annat till förändringar i biodiversitet och artsammansättning (Bel'skii och Lyakhov 2003, Camargo och Alonso 2006) samt minskar den reproduktiva framgången hos flera arter (Reijnders 1986, Eeva et al. 2009a, Reijnders et al. 2009, Groffen et al. 2019).

Till miljögifterna räknas ämnen som påverkar miljön skadligt när de släpps ut. Miljögifter är ofta långlivade, sprids i miljön och är giftiga. Dessutom kan många miljögifter samlas i levande organismer. Det finns både organiska ämnen, till exempel polyklorerade bifenyler (eng. polychlorinated biphenyls, PCB) och oorganiska ämnen, till exempel tungmetaller, som räknas som miljögifter.

Föroreningarna kan spridas i miljön från föroreningskällorna på många sätt: via vatten, luft, långtidsdeposition, konsumtion eller genom att ackumuleras i näringskedjan. Lätta och små partiklar kan transporteras med luften långa vägar innan de kommer ner till marken, medan tyngre partiklar brukar komma ner redan i närheten av föroreningskällan. Föroreningshalterna minskar ofta med ökande avstånd från föroreningskällan, men föroreningarna kan transporteras långa vägar över hela jorden (Kurita et al. 1984, Wania och Mackay 1996, Bashkin 2008), till exempel har bromerade flamskyddsmedel och pesticiden DDT hittats i organismer i arktiska områden (Letcher et al. 2010).

För många miljögifter kan det dröja tiotals år innan de bryts ner, och påverkan av utsläppen kan ses ännu länge efter att utsläppen har minskat eller föroreningskällan inte mera finns (Keller et al. 2007, Berglund et al. 2011). Fastän utsläppen har minskat kan halterna ännu vara förhöjda på grund av en fördröjning i miljön. Fördröjningen beror på gamla föroreningar som har samlats i marken och långsamt läcker ut till exempel i vattendrag. Olika åtgärder har bidragit till att minska belastningen, och koncentrationerna av många ämnen har därför också börjat minska i miljön.

Föroreningarna påverkar organismer på olika sätt. Giftigheten och hurdana effekter miljögiften har beror på ämnets egenskaper, förhållandena och organismen. Många föreningar och ämnen kan ha negativa effekter redan i små koncentrationer. Föroreningar kan påverka olika arter och individer av olika ålder inom samma art på olika sätt (Zakrzewski 2002a). Förutom att föroreningarna kan ha en direkt effekt, som förgiftning, kan de påverka indirekt. Föroreningarna påverkar indirekt till exempel då de förstör habitat eller ackumuleras i organismerna via näringskedjan. Föroreningarna kan också påverka tillgängligheten och metabolismen av viktiga näringsämnen negativt.

I denna studie kommer jag att testa ifall föroreningar, speciellt tungmetaller, påverkar variationen i ungnarnas storlek hos två fågelarter, talgoxen och den svartvita flugsnapparen. Båda arterna är vanliga arter i Finland och har i tidigare studier konstateras bli negativt påverkade av tungmetallkontamination. Dessutom kommer föroreningarnas långtidspåverkan på variationen att studeras samt ifall en förbättring kan observeras efter att utsläppen minskat.

1.1 Tungmetaller

Tungmetaller förekommer naturligt som mineraler i berggrunden, marken och organismer, men produceras också genom naturliga processer som till exempel erosion, biokemisk cirkulation och vulkanaktivitet (Bradl 2005). Genom att flitigt använda metaller har människan bidragit till den ökade metallhalten i miljön. De största källorna till tungmetallutsläpp från antropogen verksamhet är industri och energiproduktion, men tungmetaller hamnar i naturen också till exempel från förbränning av avfall, målarfärger, gödsel och trafik. Globalt är förbränning av kol en av de största källorna till tungmetaller. Till tungmetaller hör bland annat koppar (Cu), bly (Pb), och nickel (Ni).

Metallhalterna i marken och i organismerna brukar minska med ett ökande avstånd från föroreningskällan (Koricheva och Haukioja 1995, Kiikkilä 2003, Berglund et al. 2009, Kozlov et al. 2009). Metaller kan finnas i miljön ännu länge efter att utsläppen har minskat eftersom metaller inte bryts ner utan de blir kvar (Zverev 2009, Berglund et al. 2011). Eftersom tungmetallerna kan bindas till organiska och oorganiska molekyler och fastna i partiklar som finns i luften, kan de samlas i näringskedjan och cirkulera i ekosystemen. Tungmetallerna kommer in i näringskedjan

från marken, via vatten eller luft och genom små organismer (Roberts och Johnson 1978, Bradl 2005, Bhaskar och Bhosle 2006, Eeva et al. 2018).

En kombination av miljölagstiftning, reglering och teknisk utveckling har resulterat i att utsläppen från metallindustrin har minskat under de senaste årtiondena (Kozlov et al. 2009). Fastän det tar lång tid för metallföroreningarna att försvinna från marken har flera studier hittat minskade koncentrationer av metaller både i jorden och organismer nära utsläppskällor av metaller (Berglund et al. 2010, Meadows och Watmough 2012, Eeva och Lehikoinen 2015).

Förhöjda koncentrationer av metaller i omgivningen leder till negativa effekter i ekosystemen (Tyler 1984, Mukhacheva et al. 2010, Berglund och Nyholm 2011). Hur miljön och organismerna påverkas varierar beroende på vilken metall det är frågan om samt hur stora koncentrationerna är och hur exponeringen sker. Tungmetaller försämrar omgivningens tillstånd och minskar på arters möjligheter att klara sig i deras naturliga habitat. Det är väldokumenterat att metaller kan orsaka indirekta och direkta effekter bland annat på hälsa, tillväxt och reproduktion (Tyler et al. 1989, Eeva och Lehikoinen 1996, Eeva et al. 2009a, Nagajyoti et al. 2010) samt ändra på biokemiska processer som exempelvis enzymernas aktivitet (Pinto et al. 2003). Metallerna kan också påverka indirekt till exempel genom att orsaka förändringar i näringskedjan (Eeva et al. 1997a). Metallerna kan även negativt påverka immunförsvaret och minska organismens fitness och resistens vilket kan leda till att individen lättare blir utsatt för en annan stressfaktor, till exempel parasiter (Eeva et al. 1997a).

En del tungmetaller kan vara nyttiga och livsnödvändiga i små mängder som spårämnen, exempelvis nickel och koppar (Valko et al. 2005), men i större mängder blir dessa ämnen också skadliga (Prosi 1981, Beyer et al. 1985, Zakrzewski 2002b). Som miljögifter är tungmetallerna särskilt skadliga eftersom de stannar länge i naturen och ofta lätt ackumuleras i kroppen. Tungmetallernas egenskaper varierar och en del ackumuleras lättare än andra. Till exempel kadmium (Cd) och kvicksilver (Hg) kan ackumuleras relativt lätt (Appelquist et al. 1984, Berglund et al. 2011) och har hittats i höga koncentrationer i äldre individer och i predatorer som är högt upp i näringskedjan (Dmowski 1999, Southward Hogan et al. 2007, Damiano et al. 2011). Även bly har egenskaper som gör den farlig för miljön. Denna tungmetall kan ändra på cellulära processer genom att ta fysiologiskt viktiga metalljoner (Ca^{2+} och Zn^{2+}) plats i proteiner (Kirberger och Yang 2008).

Tungmetallkoncentrationerna kan variera mellan arter inom samma område. Det kan förklaras med att olika arter skiljer sig till metallmetabolism, levnadsvanor och exponering (Nam et al. 2005, Berglund et al. 2011). Det kan också finnas skillnader inom samma art mellan olika kön och åldrar (Jasiulionis et al. 2018). Fast en del studier har kommit fram till att skillnaderna i metallkoncentrationer hos olika arter beror på skillnader i metabolismen, har flera studier kopplat metallkoncentrationerna ihop speciellt med dieten (Honda et al. 1990, Bocher et al. 2003).

Organismerna har utvecklat en del mekanismer för att skydda sig och bli av med skadliga ämnen. Också fåglar kan använda olika molekylära mekanismer för att bättre tolerera giftiga ämnen (Costantini 2008). De kan till exempel utnyttja sin metabolism eller avge tungmetallerna i avföring och fjädrar (Dauwe et al. 2000). Tungmetaller kan dock leda till oxidativ stress eftersom det vid tungmetallsmetabolism kan produceras fria syreradikaler som biprodukt (Koivula et al. 2011). De fria syreradikalerna kan skada DNA och påverka proteinernas funktion negativt (Ercal et al. 2001, Pinto et al. 2003). Kombinationen av andra stressfaktorer och fria radikaler kan även öka den oxidativa stressen i kroppen. Föda av hög kvalitet som innehåller bland annat höga halter av vitaminer och karotenoider har ansetts kunna hjälpa vid oxidativ stress (Møller et al. 2000, Costantini och Møller 2008, Eeva et al. 2009b).

1.1.1 Tungmetaller i fåglar

I flera studier har det framkommit att metallkontamination även kan påverka högre organismer såsom fåglar (Outridge och Scheuhammer 1993, Eeva och Lehikoinen 1996, Janssens et al. 2003a, Kiikkilä 2003, Burger och Gochfeld 2009, Eeva et al. 2012). Effekterna beror på fågelarten, åldern och på typen av utsläpp som individerna utsätts för (Eeva et al. 2006, Hofer et al. 2010, Berglund et al. 2011). Tungmetaller kan bland annat påverka fåglarnas genetiska variation (Eeva et al. 2006) och häckningsframgång (Nyholm et al. 1995, Eeva och Lehikoinen 2000, O'Brien 2016) men tungmetallernas negativa effekter hos fåglar orsakas ofta av indirekt påverkan, till exempel förändringar i habitat eller nedsatt kvalitet på födan. Även fågelsamhällen och populationer kan påverkas. I studier gjorda i Ryssland och Finland var totala mängden fåglar och artdiversiteten lägre i närheten av smältverk (Bel'skii och Lyakhov 2003, Eeva et al. 2012).

Fågelarterna skiljer sig dock anmärkningsvärt i sättet som de reagerar på föroreningar och även närbesläktade fågelarter kan skilja sig i metallackumulering och exkretion (Burger och Gochfeld 2009, Eeva et al. 2009a, Hofer et al. 2010). Skillnaderna kan bero på trofiska nivåer samt på att arterna använder olika födokällor. En annan möjlig förklarande orsak till skillnader mellan arterna är behovet av kalcium (Ca). En del arter har anpassat sig till ett mindre behov av kalcium, men blir i stället känsligare för tungmetaller (Espín et al. 2016). Tungmetallernas påverkan beror också på åldern. I äldre individer hinner det samlas mera metaller eftersom en del metaller kan ackumuleras med tiden (Gochfeld et al. 1996, Berglund et al. 2011), men unga individer kan vara känsligare för metallernas påverkan (Scheuhammer 1987). I vissa fall har dock högre koncentrationer i unga individer än i vuxna individer observerats. Ungarna kan ha högre koncentrationer till exempel då vuxna individer har haft en möjlighet att bli av med en del metaller via fjädrarna, eller om vuxna och unga individer använder olika föda (Nyholm 1994, Gochfeld et al. 1996). Ungarna kan också ackumulera högre koncentrationer än vuxna individer. Till exempel bly kan ackumuleras snabbare hos unga fåglar som växer eftersom de har ett större krav av kalcium, vilket samtidigt gör dem mottagligare för ackumulation av bly (Krone 2018).

Fåglar kan användas som indikatorarter för metallkontamination (Furness 1993). Insektätande fåglar har ansetts vara bra monitorer för metallförorening eftersom deras kalciummetabolism är känslig för metaller. Metaller ackumuleras snabbt i fåglar och de påverkas också indirekt av metaller (Eeva och Lehikoinen 2004, Geens et al. 2009, Koivula et al. 2011). Talgoxen och den svartvita flugsnapparens är arter som båda har högre koncentrationer av metaller i avföringen i det förorenade området än i bakgrundsområden i Harjavalta (Espín et al. 2016, Ruuskanen et al. 2019).

1.1.2 Tungmetallkontamination i Finland

I Finland var tungmetallutsläppen år 2017 210 ton (Pb, Cd, Hg, arsenik (As), krom (Cr), Cu, Ni och zink (Zn)), vilket är en betydande förbättring från år 1990 då motsvarande tal var cirka 1300 t. Särskilt utsläppen av bly har minskat sedan 1990-talet efter att man har tagit i bruk blyfritt bränsle. Även utsläpp av andra tungmetaller har minskat, till exempel har utsläppen av zink minskat med 559 t och koppar med 114 t från 1990 till 2017 (Suomen ympäristökeskus 2019).

Ett av de största metallförorenade områdena i Finland finns i Harjavalta där jordmånen och olika organismer (insekter, fåglar och växter) påverkas av direkta och indirekta effekter av tungmetallkontamination (Fritze et al. 1989, Eeva och Lehikoinen 1996, Kiikkilä 2003, Nieminen 2005, Eeva et al. 2009a). Fåglarna nära smältverket i Harjavalta utsätts för höga koncentrationer av Cd, Cu, Ni och Pb (Berglund et al. 2015) och påverkan syns bland annat som störningar i tillväxten, häckningsframgången och minskad mängd föda som är tillgänglig i närheten av smältverket (Eeva och Lehikoinen 1995, Eeva och Lehikoinen 1996, Eeva et al. 1997a). Nyare studier har antytt att metallhalter hos fåglarna har minskat, men har ändå ännu inte nått de halter som finns i referenszonerna (Eeva och Lehikoinen 2000, Ruuskanen et al. 2019).

1.2 Variation i ungarnas storlek

I olämpliga förhållanden, som till exempel i förorenad miljö, brukar variationen i flera egenskaper hos fåglar öka eller minska (Bel'skii et al. 1995b, Bezel et al. 2001). I en förorenad miljö kan kvaliteten och mängden tillgänglig föda vara nedsatt, och det har fastställts vara en av de största orsakerna till variation inom kullen hos fågelungar (Orell 1983, Gebhardt-Henrich och Richner 1998). Bezel et al. (2001) hittade en ökad mängd variation i reproduktiva parametrar hos fåglar längs en föroreningsgradient. Det finns en del miljöfaktorer, till exempel vädret och mängden nederbörd, som också kan påverka variationen inom kullen, men de är ändå ofta på något sätt relaterade till föda (Gebhardt-Henrich och Richner 1998). Då det till exempel regnar hämtar föräldrarna mindre mat åt ungarna vilket kan påverka ungarnas tillväxt (Keller och van Noordwijk 1994). Parasiter, föroreningar, kullens storlek, genetisk variation, sexuell dimorfism och variation i äggens storlek kan också påverka variationen i ungarnas tillväxt (Spahn och Sherry 1999, Gebhardt-Henrich och Richner 1998). Dessutom kan äggens kvalitet påverka tillväxten eftersom mängden viktiga ämnen, som till exempel karotenoider och tillväxthormoner, finns i olika mängder i äggen. Honan kan reglera ungarnas tillväxt genom att reglera mängden av dessa ämnen, så att det finns olika mängder av dem i äggen i slutet av äggläggningen jämfört med i de första äggen (von Engelhardt och Groothuis 2011).

Enligt livshistorieteorin är en av djurens vanligaste avvägningar ('trade-off', eng. trade off) den de gör mellan avkommans mängd och kvalitet: när det är tuffa tider kan föräldrarna välja att investera bara i de ungar som har bäst fitness (Howe 1978, Streans 1992, O'Brien 2016). Hypotetiskt skulle

föreningarna alltså kunna minska variationen genom att gallra bort de svagaste individerna och individer som inte anpassar sig.

Förutom att föreningar kan påverka variationen inom kullen kan föreningarna också påverka variationen i populationer. Föreningarna kan öka variationen i populationer genom att till exempel göra omgivningen mer splittrad. Variationen kan också påverkas om det kommer nya individer från områden utanför det förenade området. Detta kan ske till exempel då individer dör och populationen blir mindre på grund av föreningar. Då uppstår utrymme för nya individer. Migration av nya individer har då rollen att upprätthålla populationernas storlek (Bezel 2001).

Ofta brukar variationen inom kullarna öka i begränsade och icke-förutsägbara förhållanden. Responsen kan vara adaptiv eftersom fåglarna med hjälp av den inre variation som finns i stora kullar kan anpassa antalet ungar till omgivningens resurser, bland annat tillgängligheten av föda. När det finns begränsat med föda, ökar konkurrensen storleksskillnaderna mellan ungarna. Svagare ungar, som också brukar vara de yngsta, svälter då tills kullens storlek matchar föräldrarnas kapacitet att mata ungarna (Ricklefs 1965, Orell 1983). Den här strategin för att justera storlek på kullen kallas kullreducering (eng. brood reduction strategy) och har konstaterats finnas hos flera fågelarter när mängden föda varierar oförutsägbart (Ricklefs 1965, Howe 1978, O'Connor 1979, Orell 1983). I mer förutsägbara förhållanden kan en del fåglar justera mängden ägg redan då de lägger dem för att anpassa kullens storlek till resurserna som finns tillgängligt (Ricklefs 1965).

Variation i kroppsstorleken inom kullen kan uppnås med variation i äggstorleken och/eller asynkron kläckning (eng. hatching asynchrony) (Gebhardt-Henrich och Richner 1998, Christians 2002, Laaksonen 2004), vilket sedan kan leda till konkurrens mellan syskonen och ytterligare öka variationen inom kullen (Nilsson och Svensson 1996). Variation i tillväxthastighet kan också påverka ungarnas storlek. Flexibilitet i tillväxthastigheten kan försäkra överlevnad då det inte finns så mycket föda, eftersom ungar med långsammare tillväxthastighet inte behöver lika mycket föda som de som växer snabbt. Dessutom kan kraven av föda variera mellan olika ålders ungar (Orlowski et al. 2015). Men variation i tillväxthastigheten kunde öka dödligheten till exempel genom starkare syskonkonkurrens eller ökat predationstryck (Gebhardt-Henrich och Richner 1998).

1.3 Forskningsfrågor och hypoteser

Pro gradu-avhandlingen handlar om föroreningarnas påverkan på den variation som förekommer i naturen. Syftet med min studie är att utforska variationen i storleken hos talgoxens och den svartvita flugsnapparens ungar. Variationen studeras inom kullen och mellan kullar längs föroreningsgradienten. Dessutom kommer jag att ta reda på om tungmetallföroreningarna orsakar mera variation hos den ena arten än hos den andra, eller om variationen är liknande hos båda arterna.

Genom att undersöka variationen hos fåglar kan man bättre förstå hur föroreningar påverkar fåglarna och olika populationer. Det är viktigt att veta hur föroreningar och miljögifter påverkar organismerna. Tättingar har dessutom konstaterats vara bra bioindikatorer. Det innebär att man med hjälp av förändringar hos fåglarna och deras populationer möjligtvis redan i ett tidigare skede kan märka om ekosystemet påverkas av föroreningar. I många liknande studier ligger fokus på att granska påverkan i populationens medelvärden. Däremot har man studerat påverkan i variationen i mycket mindre utsträckning. Medelvärdet kan vara samma för två olika populationer även om det finns stora skillnader i variationen. I min avhandling fokuserar jag på variationen och inte bara på medelvärdet.

Tidigare studier har antytt att båda studiearterna har påverkats av metallförorening i Harjavaltaområdet, men att effekterna på arterna var olika. Vid måttlig exponering verkar talgoxen påverkas mera av de indirekta effekterna av metallföroreningarna, sådana som till exempel minskad kvalitet av föda. För den svartvita flugsnapparen har det däremot föreslagits att dålig tillgänglighet på kalcium är orsaken till negativa effekter av förorening (Eeva et al. 1997a, Eeva och Lehikoinen 2004, Eeva et al. 2005 Espín et al. 2016).

På grund av tidigare studier och resultat kan man anta att det finns mera variation närmare föroreningskällan eftersom det där finns mindre tillgänglig föda (Eeva et al. 1997a, 2005). Det skulle i all synnerhet gälla talgoxen som också i tidigare studier har visats bli påverkad av minskad mängd föda i förorenade områden. I en tidigare studie visades till exempel att variationen i vikten inom kullen hos talgoxen var större då det fanns mindre tillgänglig föda (Orell 1983). I kullar av en viss ålder kan det finnas mera variation eftersom de svagaste individerna ännu inte har dött. Däremot ifall ungarna ännu var väldigt unga, kunde variationen vara mindre eftersom de är av

mera liknande storlek. Det kunde också finnas mindre variation när ungarna var äldre eftersom en del ungar har då dött. Åldern kan alltså också påverka mängden variation.

Det kan också antas att det finns skillnader i variationen mellan talgoxen och den svartvita flugsnapparen eftersom tidigare studier antytt att talgoxen följer kullreduceringsstrategin medan den svartvita flugsnapparen följer mera en strategi för kullens överlevnad (eng. brood survival strategy). Denna strategi innebär att föräldrarna satsar på att alla ungar överlever till vuxen ålder oberoende av förhållandena. Dessutom är flugsnapparen en flyttfågel och talgoxen är en stannfågel vilket kan leda till att arterna blir utsatta för föroreningar på olika sätt.

Eftersom utsläppen har minskat relativt mycket under de senaste årtionden i studieområdet kan man anta att det också finns en förbättring i fåglarnas välmående. Det kan ännu finnas skillnader mellan de förorenade och andra områden, men möjligtvis är skillnaderna i variation inte mera så stora eller tydliga mellan de olika åren. Jag ska också ta reda på om variationen beror på föroreningarna eller om den även påverkats av någon annan variabel såsom tillgänglig föda eller skogstyp.

Huvudfrågorna i min studie är:

- Finns det mera variation inom kullen närmare föroreningskällan?
- Finns det skillnader i kullarnas variation mellan talgoxen och den svartvita flugsnapparen längs föroreningsgradienten?
- Har variationen i kullarna minskat med åren när föroreningarna i omgivningen har minskat?
- Har mängden föda som är tillgängligt påverkat variationen?

2. MATERIAL OCH METODER

2.1 Studieområde

Studieområdet ligger i sydvästra Finland i närheten av staden Harjavalta (61°20'N, 22°10'E). I Harjavalta finns industriparken ”Harjavallan Suurteollisuuspuisto” där flera företag inom metall- och kemiindustrin har sin verksamhet. Smältverket för koppar och nickel hör till en av de största föroreningskällorna i området. På grund av den industriella verksamheten i området finns det höga halter av föroreningar i omgivningen (Kubin 1990, Jussila och Jormalainen 1991). Svaveloxider (SO_x) och tungmetaller, bland annat arsenik, kadmium, koppar, nickel, zink och bly är vanliga föroreningar i området (Kiikkilä 2003).



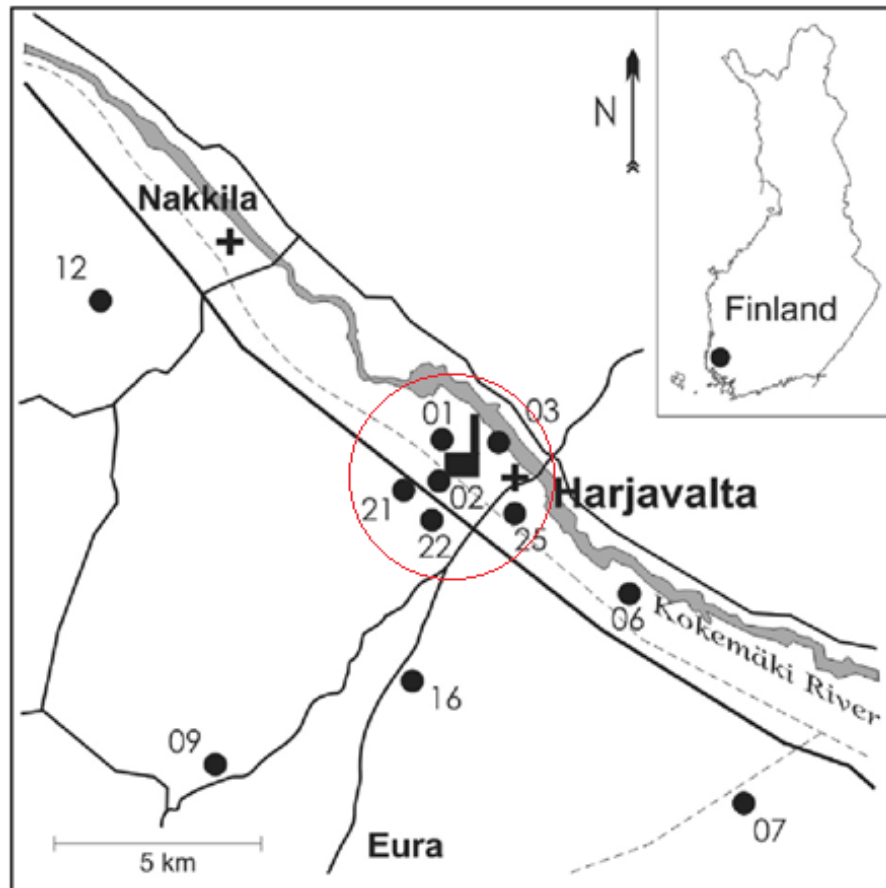
Figur 1. Typisk skog i studieområdet som ligger i referenszonen (> 2,5 km från föroreningskällan).

Förhöjda tungmetallkoncentrationer förekommer i närheten av smältverket på grund av både nuvarande och långtidsdeposition (Fritze et al. 1989, Kiikkilä 2003). Metallhalten i marken minskar med ökande avstånd från smältverket (Hynninen 1986, Koricheva och Haukioja 1995, Derome och Lindroos 1998b, Kiikkilä 2003, Eeva et al. 2010) så att bakgrundshalterna nås vid 4–10 km från smältverket (Eeva och Lehikoinen 1996, Derome och Lindroos 1998a, Derome och Lindroos 1998b, Kiikkilä 2003, Koivula et al. 2011). Under den perioden som det har gjorts studier i området har metallutsläppen minskat avsevärt, cirka 99% av stoftemissionerna har minskat från året 1991 till 2012. Fastän utsläppen har minskat finns det fortfarande förhöjda metallkoncentrationer i fåglarnas avföring och vävnad i närheten av smältverket (Berglund et al. 2011, 2012, Ruuskanen et al. 2019).

Kopparsmältverket började sin verksamhet 1945 och nickelsmältverket 1960. När smältverket togs i bruk emitterades tungmetaller och svaveldioxiden (SO_2), som producerades i processen, i omgivningen. Utsläppen från kopparsmältverket var som högst i slutet på 1960-talet och de från nickelsmältverket i början på 1980-talet. Utsläppen ledde till skador i växtligheten, att skogsområden minskade och växtligheten på marken försvann nästan helt i områden nära föroreningskällan. I och med att det mesta av SO_2 började användas till att producera svavelsyra har stoftemissionerna minskat avsevärt. Ännu i början av 1990-talet har Harjavaltaområdet varit ett av de mest metallförorenade områden i Finland (Kubin et al. 2000), men nya studier antyder att välmående av skogarna och fåglarnas häckningsframgång har förbättrats (Eeva och Lehikoinen 2000, 2015). Särskilt åtgärderna som har gjorts av fabrikena i Harjavalta, som installering av nya filter i början på 1990-talet (Helmisaari 1998, Mälkönen et al. 1999) och byggandet av en ny högre skorsten (140 m) (Nieminen 2005), har lett till den minskande miljöbelastningen.

Studieområdet är ett väldokumenterat och välstuderat område. Tidigare studier visar att fåglarna har påverkats av metallförorening ända sedan början av studierna till denna dag (Eeva och Lehikoinen 1996, Eeva et al. 2009a, 2012), fast föroreningshalterna har minskat (Kubin et al. 2000, Kozlov et al. 2009). Det att föroreningsområdet är format som en ellips från nordväst till sydost och har fått bekräftelse i flera studier (Laaksovirta och Silvola 1975, Hynninen 1986, Jussila och Jormalainen 1991). Denna information användes för att planera var studieområdet och mindre provområden, som etablerades 1991–1995, skulle läggas (Eeva och Lehikoinen 1995). Provområdena placerades på olika avstånd från smältverket. År 2017 bestod studieområdet av

tretton av dessa mindre provområden, var och ett med 20 till 80 fågelholkar. Områdena med fågelholkarna låg längs en föroreningsgradient i tre huvudriktningar; sydväst, sydost och nordväst, bort från smältverkskomplexet i centrum av Harjavalta. Studieområdena låg mellan cirka 0,3 km och 60 km avstånd från smältverket (se figur 2), sex av områden låg inom 2,5 km avstånd och anses vara inom föroreningszonen (zon 1). Resten av provområdena bildar referensområdet (zon 2, sju områden som ligger mer än 2,5 km från smältverket). Provområdena som var längst bort var cirka 47 km och 60 km från smältverket. Dessutom fanns det med några mätningar från Nådendal som ligger cirka 100 km från smältverket.



Figur 2. Provområdena (svarta punkterna) i Harjavaltratrakten år 2017. Områdena 01, 02, 03, 21, 22 och 25 hörde till föroreningszonen (<2,5 km från smältverket och inom den röda cirkeln på kartan) och resten av punkterna som syns på kartan hör till referenszonen. Två av provområdena som ligger längst bort från smältverket samt mätningarna från Nådendal syns inte på kartan.



Figur 3. Skog och fältvegetation från ett av studieområden i närheten av smältverket.

Alla studieområden består av liknande skogshabitat (se figur 1) där tallen (*Pinus sylvestris* L.) är den mest dominanta trädarten men den bildar blandskog tillsammans med björkarna (*Betula* spp. L.) och granen (*Picea abies* L. H. Karst). Fältvegetationen domineras av lingon (*Vaccinium vitis-idaea* L.) och blåbär (*V. myrtillus* L.) (Eeva et al. 1997a). Närmare smältverket är markens växtlighet ojämn (se figur 3) och sämre utvecklad (Salemaa et al. 2001, Kiikkilä 2003).

2.2 Studiearterna

I den här studien användes talgoxe (*Parus major*) och svartvit flugsnappare (*Ficedula hypoleuca*) som studiearter. Båda arterna är små insektätande tättingar och är vanliga arter i Finland. De är hålbyggare som naturligt häckar till exempel i små hål i träd, men båda arterna häckar också i fågelholkar. Både talgoxen och den svartvita flugsnapparen är arter som har studerats i tiotals år runt om i Europa (Cramp och Perrins 1993) och i Harjavaltaområdet sedan början av 1990-talet (bl.a. Eeva och Lehikoinen 1995, Eeva et al. 1997a, Berglund et al. 2011).

Eftersom båda arterna också häckar i fågelholkar är det lätt att följa med deras häckning. Man kan välja var fågelholkarna blir placerade och påverka antalet häckande par genom att bestämma hur många fågelholkar som sätts upp i området. Det som också gör arterna till bra studiearter är att båda arterna är relativt högt uppe i näringskedjan, så det samlas relativt lätt miljögifter i dem. Dessutom tål dessa arter bra att man stör deras häckande i någon mån. Man kan till exempel hantera och studera deras ungar utan att boet överges (Nyholm 1994).

De flesta talgoxar lever hela sitt liv på samma område men en del är partiella flyttfåglar (Nowakowski och Vähätalo 2003). Den svartvita flugsnapparen är däremot en flyttfågel som flyttar till Afrika för vintern (Cramp och Perrins 1993). Talgoxen och den svartvita flugsnapparen skiljer sig också i liten grad i födovallet, eftersom talgoxen stannar över vintern i Finland och använder då bland annat frön och korn som föda (Cramp och Perrins 1993) medan flugsnapparen äter året runt från en högre trofisk nivå (bland annat diptera och hymenoptera) (Cramp och Perrins 1993, Eeva et al. 1997a, 2005). Båda arternas ungar är insektsätare, men de matas med olika insekter i olika proportioner. Talgoxen matar mera larver åt sina ungar medan den svartvita flugsnapparen matar sina ungar med mera insekter från en lite högre trofisk nivå, som till exempel spindlar och skalbaggar (Cramp och Perrins 1993, Eeva et al. 1997a). Tungmetallerna har minskat

på mängden föda som passar talgoxen vilket i samband med andra faktorer har minskat talgoxens häckningsframgång i området (Eeva et al. 2005). Tidigare studier har visat att födan som ungarna får skiljer sig hos båda arterna mellan det förorenade området och referensområdet (Eeva et al. 1997a, Eeva et al. 2005).

Talgoxens häckning börjar ofta i början av maj och i slutet av månaden kläcks äggen. Den svartvita flugsnapparen börjar häckningen i slutet av maj och äggen kläcks ett par veckor senare. Till skillnad från den svartvita flugsnapparen kan talgoxen ha en annan kull i början av juli.

Eftersom den svartvita flugsnapparen är en flyttfågel och vistas endast cirka fyra månader i häckningsområdet i Finland, kan man inte veta hurdana miljögifter den utsätts för eller i vilka mängder, då den är borta. När ungar används för studierna kan problemet undvikas (Nyholm 1994). Föräldrarna matar fågelungarna med föda som fångats i närheten av boet (Cramp och Perrins 1993) och därför är tungmetallföreningen som ungarna får också begränsad till området nära boet. Ungarna kan möjligtvis få en del miljögifter från honan via ägget (Nyholm 1998, Dauwe et al. 2005) men tidigare studier har visat att överföringen av metaller på detta sätt är begränsad och inte har en så stor påverkan (Burger och Gochfeld 1991, Swiergosz 1998, Spahn och Sherry 1999, Berglund et al. 2010). Förhöjda nivåer av tungmetaller, som bly och kadmium, kan dock påverka utvecklingen av embryot (Nyholm 1998). Ungarna har konstaterats vara bra bioindikatorer för att studera föroreningarnas påverkan eftersom tungmetaller och andra föroreningar ackumuleras i dem (Cramp och Perrins 1993, Dmowski 1999). Talgoxens och den svartvita flugsnapparens ungar har en ökad mängd tungmetaller i sin avföring närmare smältverket och häckningsframgången har varit nedsatt i det förorenade området (Eeva och Lehtikoinen 1996).

2.3 Data och variabler av intresse

Data för pro gradu-avhandlingen samlades under sommaren 2017 i Harjavalta. Som stöd för studien användes långtidsdata från samma område. Fågelholkarna i studieområdena kontrollerades varje vecka för att följa med häckningen och ungaras utveckling. Även övrig information om boen samlades, bland annat vilken art som häckade i fågelholken, startdatum av äggläggande, antal ägg i boet, datumet för kläckningen, och mängden ungar i boet. Under tidigare år har det definierats exakta koordinater för var och en fågelholk och information om skogstypen i området har samlats. Den häckande fågeln i holken kunde artbestämmas med hjälp av antingen tidigare observationer,

boets utseende, eller äggens utseende. Ungarna som var i lämplig ålder (mellan fem och 14 dagar) vägdes och deras vinglängd mättes. En del av fågelholkarna var obebodda under kontrolleringsperioden och i några fall var det en annan art än studiearterna som häckade i fågelholken, till exempel en blåmes (*Cyanistes caeruleus*).

2.3.1 Ungarnas storlek

När fåglarna var i lämplig ålder mättes vinglängden och vikten. För talgoxen mättes ungar som var 5–14 dagar gamla och för den svartvita flugsnapparen 5–12 dagar gamla ungar. Olika åldrar förklaras med det att talgoxens ungar stannar i boet lite längre (ungefär 18–20 dygn) än den svartvita flugsnapparens ungar (15–17 dygn) (Cramp och Perrins 1993). Åldern av ungar som mättes var begränsat till en viss åldersperiod så att allra yngsta och äldsta ungar ingick inte. Detta gjordes för att göra data mer homogent och för att data bättre skulle passa i de statistiska modellerna.

Kullarna var av olika åldrar då ungar mättes och vägdes. För vissa fågelungar kunde man avgöra dess exakta ålder, eftersom kläckningsdagen var känd. Kläckningsdatum för andra kullar uppskattades genom att jämföra den genomsnittliga vinglängden hos kullen med en artspecifik växtkurva. Växtkurvan fick man med att använda data (vinglängd och ålder) från kullar vars exakta kläckningsdatum var känt. Denna metod är relativt pålitlig speciellt då ungar ännu är små. Noggrannheten i metoden av bestämning av åldern är en dag (Eeva och Lehikoinen 1996). Under de tidigare åren (1991–2016) har ungar varit i genomsnitt 9 dagar gamla då mätningarna har tagits. År 2017 var talgoxens ungar i genomsnitt 9 dagar gamla, medan den svartvita flugsnapparens ungar var 8 dagar gamla.



Figur 4 och 5. En plasttratt som användes i larvavföringsexperimentet (vänster). Vågen och linjalen som användes för att mäta fågelungarna (höger).

Från varje delområde mättes vikten och vinglängden på ungarna av en del kullar. Ungen vägdes med en fjädervåg (se figur 5) med 0,1 g noggrannhet. För att väga ungen placerades den försiktigt i en påse som veks så att fågeln var trygg. Vikten av påsen (1 gram) subtraherades bort från den slutliga vikten. Vinglängden mättes med en linjal (se figur 5) från början av lillvingen till vingspetsen med 0,5 mm noggrannhet. År 2017 mättes vinglängden på 162 kullar av svartvit flugsnappare och 118 av talgoxe, medan vikten mättes på 21 respektive 12 kullar.

2.3.2 Insamling av larvavföring (the frass-fall method)

Mängden insektlarver som fåglarna använder som föda, speciellt för ungarna, följdes med under sommaren 2017 i studieområdet för att undersöka hur mycket fåglarna har haft tillgänglig föda. Jag deltog i insamlingen av proven i samarbete med Biologiska avdelningen vid Åbo universitet. Larvavföringsexperimentet har gjorts också tidigare år (Eeva et al. 1997a) och baseras på "the

frass-fall method” av Southwood (2000). *Frass* är ett uttryck som används i engelskan för insekternas avföring. I metoden använder man mängden larvavföring som faller från träden som ett relativt mått på biomassa av larver i lövverket. Resultat från tidigare studier har visat att det finns mindre växtätande larver i träden nära föroreningskällan (Koricheva och Haukioja 1995, Eeva et al. 1997a). Det har också hittats en korrelation mellan larvindexet i tallen och tillväxten av talgoxens ungar (Eeva et al. 1997a). År 2017 samlades larvavföringsdata under perioden 2.5.-24.7. Förutom mängden larvavföring, samlades information om lövverkets höjd och regnmängden på insamlingsområdena. Lövverkets höjd användes till att räkna ut den relativa tätheten larver per träd istället för att ha den absoluta mängden. Regnmängden mättes för att kunna beakta regnets utspädande effekt på den avföring som samlats i cylindrarna då de väntade på tömning. För att larvavföringen skulle bli ett jämförbart värde som kunde användas i analyserna togs det också i beaktande hur lång tid det var mellan trattarnas tömning.

Regnets urlakande effekt räknades med en ekvation som är utvecklad av Tenow och Larsson (1987)

$$y=20,75(1-e^{-0,091x})$$

I ekvationen är y den procentuella massförlusten och x är regnmängden i millimeter. När man hade fått ett värde för y , räknades mängden larvavföring ut enligt ekvationen

$$\text{estimerad mängd (mg larvavföring)} = \text{observerad mängd (mg larvavföring)} \times 100 / (100 - y)$$

Larvavföringsexperimentet gjordes genom att samla larvavföring i plasttrattar (figur 4) som var 34 cm i diameter. Trattarna hängdes upp i träd på en meters höjd. I trattarnas nedre del var det fastsatt en plastcylinder dit larvernas avföring samlades. Botten av plastcylindrarna var gjorda av ett metallnät för att vattnet ska slippa igenom och inte samlas i cylindern. År 2017 fanns det 4 trattar på 10 av provområdena. Två av trattarna sattes upp i björkar och två i tallar. Trattarna var placerade inom studieområden nära fågelholkarna för att de skulle representera föda som är tillgänglig inom fåglarnas revir. Trattarna tömdes en gång i veckan och innehållet samlades i papperspåsar för ytterligare mätningar.

Med hjälp av gravitation separerades larvavföringen från annat skräp som hade samlats i cylindern. Larvernas avföring skiljer sig med massa och form från övriga materialet så avföringen rullade lättare ner på plattan som användes till hjälp i separeringsprocessen. Varje prov sattes i enskilda

små burkar och till sist vägdes de. Mängden larvavföring i mg kunde sedan användas för att få en variabel som indirekt beskriver mängden larver.

2.3.3 Långtidsdata

I avhandlingen användes även långtidsdata från nästan 30 år från samma studieområde för att studera om och hur variationen hos fåglar har ändrats med tiden. Data som användes i denna studie från tidigare år (från åren 1991–2016) var fågelungarnas vinglängd. Då man först började studera föroreningarnas påverkan i Harjavalta, etablerades det 12 studieområden med 30 till 50 fågelholkar per område. Ett år senare etablerades två områden till, så att den längsta var 74 km från smältverket (Eeva och Lehikoinen 1995). Studieområden och antalet fågelholkar har ändrats en del med åren på grund av förändringar i miljön.

2.3.4 Föroreningar

Avföring har visats vara en bra indikator för mängden tungmetaller i fåglarnas diet (Leonzio och Massi 1989). Föroreningarnas koncentrationer i fågelungarnas avföring i studieområdet finns samlade i tabell 1. Data som användes var från tidigare studier. Tungmetallkoncentrationerna i talgoxens avföring i Harjavaltaområdet har varit liknande på 1990-talet och i början av 2000-talet (Eeva och Lehikoinen 1996, Nikkinen 2005, Berglund et al. 2015). De flesta tungmetaller (As, Cu, Cd, Ni och Pb) som mättes hade högre koncentrationer i föroreningszonen än i referensområdet. Men i tidigare studier har det visats att det inte fanns skillnader i koncentrationerna av Al, Hg och Zn mellan områdena (Eeva och Lehikoinen 1996, Nikkinen 2005). Mellan åren 2009 och 2016 har alla koncentrationer sjunkit med åren, förutom koppar som var högre år 2016 både i föroreningszonen och referenszonen. Dessutom var kadmium högre i föroreningszonen år 2016 än år 2009 (se tabell 1).

Tabell 1. Metallkoncentrationer ($\mu\text{g/g}$) i avföring (torrvikt) från talgoxens ungar i det förorenade området och referensområdet åren 2009 och 2016. Metallkoncentrationsdata för år 2009 är från Berglund et al. (2011) och för år 2016 från Ruuskanen et al. (2019).

Metall	2009		2016	
	Zon 1	Zon 2	Zon 1	Zon 2
As	11,3	0,49	7,25	0,22
Cd	2,16	0,90	3,54	0,78
Cu	133	55	145,6	63,5
Ni	36,8	4,26	19,78	3,1
Pb	3,58	1,46	2,86	1,22

2.3.5 Skogstyp

En variabel som beskrev olika skogstyper gjordes med hjälp av data som hade samlats från varje provområde. Hur mycket av vissa trädarter växte i närheten av varje fågelholk beskrevs på skalan 0 till 3, där 0 var att trädarten inte fanns medan 3 indikerade att trädarten dominerade. Med hjälp av informationen hur stor del av träden i skogen i studieområdet var specifika arter, delade jag in studieområdet i 2 grupper, talldominerad skog och annan skog. Fast uppdelningen av skogstyper var väldigt grov fanns det betydligt mera mätningar från talldominerad skog. Talldominerade skogar brukar ha kargare mark och lägre produktion än till exempel lövskog.

2.4 Statistisk analys

Alla statistiska analyser gjordes med statistikprogrammet IBM SPSS Statistics (version 25.0, IBM corp. 2017). För huvudanalyserna användes generella linjära modeller (GLM) som gjordes med univariate-proseduren. Analyserna för år 2017 och för långtidsdata gjordes skilt för båda arterna. Modellerna hade ofta en huvudpåverkan som var område. Området hade dessutom två nivåer, föroreningszon och referenszon (zon 1 och zon 2). Data var först delat i tre zoner (föroreningszon, buffertzon och referenszon), men eftersom det inte fanns skillnader mellan zonerna 2 och 3, sattes de ihop. Föroreningarnas indirekta påverkan kom med eftersom data analyserades enligt avståndet från smältverket. Även andra variabler ingick i modellen som kontinuerliga variabler för att testa om de har någon effekt på variationen, men en del lämnades bort från den slutliga modellen. Modellen valdes med hjälp av Akaike's informationskriterium (AICc). Till sist jämfördes också resultaten från de två arterna för att få reda på om det fanns en signifikant skillnad mellan variation hos de olika arterna.

Eftersom en av förutsättningarna för en GLM är att data är normalfördelade eller egentligen att responsvariabelns residualer följer normalfördelning testades residualerna med Shapiro Wilk-testet. Normalfördelningen betraktades också visuellt genom att se på bland annat histogrammen. En annan förutsättning för en GLM är att varianserna är homogena. Detta kollades också men enligt resultaten stämde det inte alltid. Det utfördes parallellt generaliserade linjära modeller (GLZ, eng. generalized linear models) för att kontrollera resultaten och man fann att de stämde överens. För att vara konsekvent med analyserna bestämdes det ändå att använda GLM. Signifikansnivån var i alla analyser 0.05.

Det kunde finnas flera mätningar från samma kull under samma år och för att undvika pseudoreplikering togs andra mätningen slumpmässigt bort. Detta gjordes även för långtidsdata. Några värden som var ovanligt stora eller små togs bort eftersom de antas vara mättningsfel istället för egentlig variation.

2.4.1 Föroreningarnas påverkan på variationen längs föroreningsgradienten

För att beskriva variationen i kullarna användes variationskoefficienten (CV, eng. coefficient of variation) som en variabel. Variationskoefficienten används ofta som ett mått på variationen i en viss egenskap (Bezel et al. 1998, Bezel et al. 2001). CV-värdet räknas med att dela

standardavvikelsen med medelvärdet, vilket gör att det är ett relativt mått som också är jämförbart. Detta gör att värdet inte är så påverkat av åldern eller storleken av ungarna, utan beskriver variationen bättre än till exempel medelvärdet. Variationskoefficienten per kull (antingen för vinglängd eller vikt) användes som responsvariabel i min modell.

I början togs flera variabler och deras interaktioner med i modellen för att förklara variationen i ungarernas storlek. Sedan förenklades modellen stegvis genom att ta bort interaktioner och variabler som inte var signifikanta ($p < 0,05$). Slutliga modellen innehöll förklarande variablerna som var signifikanta, men eftersom jag ville hålla modellen likadan för båda arterna, kunde det finnas någon variabel som inte var signifikant för den andra arten. Modellen för att testa vad som påverkar variationen var lika både för analyserna för vinglängd och vikt.

Variablerna som togs med i modellen för variationen år 2017 var zon, kullens storlek (antalet ungar i boet då mätningarna gjordes), ungarernas ålder, ungarernas överlevnad och dagen då ungarerna kläcktes. Dagen för kläckningen togs med eftersom variationen kan vara olika i kullar som kläcks tidigare på våren än dem som kläcks senare, till exempel om det har funnits olika mängder tillgänglig föda i början av sommaren och senare på sommaren. Dessutom testades skogstyp som togs med som en förklarande variabel. Zon var med som en kategorisk oberoende variabel (eng. fixed factor) och resten av de förklarande variablerna var kontinuerliga variabler och sattes i modellen som kovariat.

2.4.2 Häckningsframgång och överlevnad av ungarna

Häckningsframgången och överlevnaden mättes som andelen ungar som överlevde till flygfärdig ålder. Andelen bestod av förhållandet av antalet flygfärdiga ungar och antalet ungar som hade kläckts i boet. Med den andelen estimeras sannolikheten att en unge som har kläckts överlever till flygfärdig ålder.

Från data avlägsnades bon som människan förstört eller bon som blivit påverkade av människans verksamhet så att boet övergavs. Det fanns ett bo i talgoxens data som togs bort. Från data togs också bort kullarna som man inte hade kunnat ange antalet flygfärdiga ungar i (en kull för den svartvita flugsnapparen och en kull för talgoxen). Dessutom togs ett bo med överlevnadsvärde över 1 bort eftersom det måste vara ett anteckningsfel (hos den svartvita flugsnapparen).

Skillnaderna i överlevnaden mellan zon 1 och zon 2 testades med Mann Whitney U-test för båda arterna eftersom data inte var normalfördelade för flugsnapparen. Som beroende variabel i modellerna var överlevnad. En korrelationsanalys (Spearman's rangkorrelation) gjordes för att undersöka ifall variationen i vinglängden och överlevnaden korrelerade.

2.4.3 Påverkan av tillgänglig föda

Larvavföringsdata användes för att räkna ett medelvärde ('larvindex') för mängden larver för de två veckorna som är de viktigaste för fågelungarna. Larvindexet räknades skilt för båda studieområdena (zon 1 och 2). För talgoxen räknades medelvärdet för de två första veckorna i juni (30.5.-14.6.) och för den svartvita flugsnapparen de två sista veckorna i juni (14.6.-28.6.). De här två perioderna är speciellt viktiga för arterna eftersom största delen av ungarna kläcks de tiderna och behovet av bra kvalitet föda är högre (Cramp och Perrins 1993). Skillnaderna i larvindexet mellan de två zonerna jämfördes med Mann-Whitney U-testet eftersom data inte var normalfördelade. För att studera om mängden larvavföring varierade mellan de två insamlingsperioderna gjordes ett Mann-Whitney test. Det fanns 20 trattar i båda zonerna, men eftersom en tratt hade förstörts under sommaren kom det i en del av analyserna med mätningarna från 19 trattar.

2.4.4 Skillnaderna i variationen hos talgoxen och den svartvita flugsnapparen

För att jämföra skillnaderna i variationen längs föroreningsgradienten mellan de två studiearterna, gjordes ett Welch-test eftersom variansen inte var homogen och grupperna var olika stora i zon 1. Welch-testet gjordes skilt för zon 1 och zon 2. Som responsvariabel var variationen inom kullarna (variationskoefficient) och som förklarande variabel var art. Analysen gjordes med 2017 data och endast med variationen i vinglängden som responsvariabel.

2.4.5 Förändring i variationen med åren

För att studera hur minskningen av utsläppen av föroreningarna har påverkat variationen under en längre period, användes långtidsdata från åren 1991–2017. Åren 2001 eller 2002 fanns det inte data för den svartvita flugsnapparen och år 2001 inte för talgoxen. Variationen i vikten

analyserades inte. Modellen för långtidsdata gjordes på liknande sätt som för år 2017 och för att testa variationen med åren konstruerades en GLM. Till en början var modellen mera komplicerad med flera interaktioner och variabler varefter icke-signifikanta variabler och interaktioner togs bort. I slutliga modellen ingick variabler som var signifikanta, och eftersom jag igen ville ha samma modell för båda arterna kunde en del variabler vara icke-signifikanta för den andra arten. Variationskoefficienten för vinglängd per kull var responsvariabelen och zonen var en oberoende kategorisk variabel i univariate-proceduren. Som kovariat användes år, kullens storlek, ungarnas ålder och standardiserad kullens kläckningsdatum. Kläckningsdatumet standardiserades för alla år skilt. Standardiseringen av dag på året (kläckningsdagen) gjordes genom att ta medeltalet på året, subtrahera det från alla datapunkter och sedan dividera resultaten med variabels standardavvikelse. Med Spearmans rangkorrelation testades för båda arterna ifall variationen i vinglängden korrelerade med åren. Korrelationen gjordes för all data och skilt för båda zonerna.

3. RESULTAT

3.1 Variation längs föroreningsgradienten år 2017

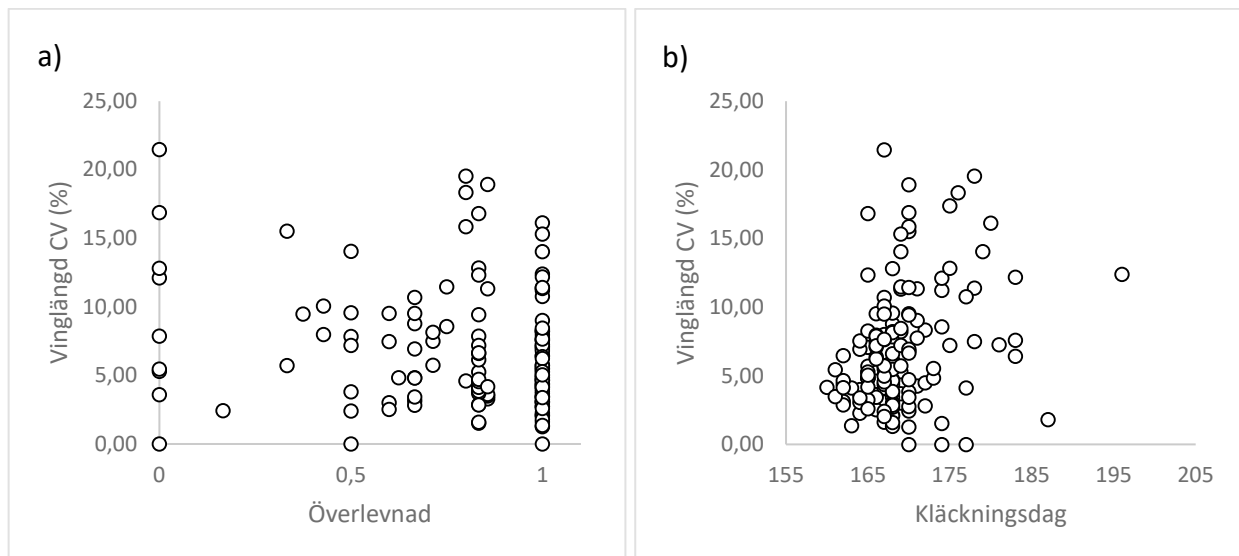
I den slutliga modellen ingick zon, antalet ungar i kullen, kläckningsdatum, överlevnad och ålder. Variationskoefficienten var i medeltal (värden från båda zonerna medräknade) $12,06 \pm SE 0,54$ hos talgoxen och $6,57 \pm SE 0,34$ hos den svartvita flugsnapparen. Skogstypen hade ingen effekt på variationen varken hos talgoxen eller den svartvita flugsnapparen.

Tabell 2. Resultat för responsvariabeln vinglängdens CV för talgoxen och den svartvita flugsnapparen år 2017 (GLM). Sampelstorlekarna i modellen var $n = 114$ för talgoxen och $n = 154$ för flugsnapparen. I tabellen anges förklarande variabler, parameterestimater (B), frihetsgraderna samt p- och F-värden. Zon 1 är föroreningszonen och zon 2 bakgrundszonen.

	Talgoxe				Svartvit flugsnappare			
	B	F	df	p	B	F	df	p
zon	4,73	16,48	1, 108	<0,001	0,670	1,05	1, 148	0,31
överlevnad	0,26	0,024	1, 108	0,88	-3,665	9,15	1, 148	0,003
ålder	-0,35	1,78	1, 108	0,19	-0,201	1,23	1, 148	0,27
kläckningsdag	0,030	0,46	1, 108	0,50	0,276	19,05	1, 148	<0,001
antal ungar	0,12	0,18	1, 108	0,67	0,503	2,99	1, 148	0,086

Hos talgoxen var variationen i vinglängden större i zon 1 än i zon 2 (se tabell 2), men varken överlevnad, ålder, kläckningsdag eller antalet ungar påverkade variationen. Däremot skilde sig variationen inte i de två zonerna hos flugsnapparen. Överlevnaden och kläckningsdagen hade en signifikant effekt på variationen hos flugsnapparen men antalet ungar och ungarnas ålder hade det inte (se tabell 2). Variationen minskade med ökande överlevnad och kullarna som kläcktes senare på sommaren hade mera variation (se figur 6).

Hos talgoxen påverkade inga faktorer signifikant variation i vikten, vilket kunde bero på ett för litet sampel ($n = 12$, varav endast två mätningar var från zon 1). Endast kläckningsdagen hade en effekt på variationen i vikten hos den svartvita flugsnapparen (GLM, $n = 21$, $F(1,15) = 12,16$, $p = 0,003$).

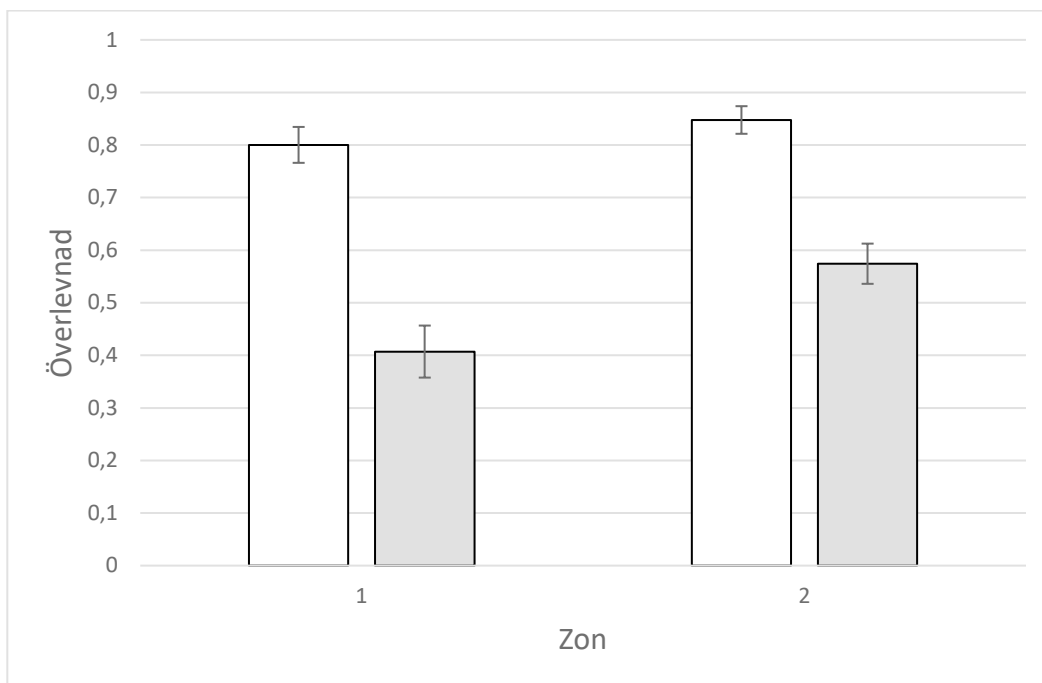


Figur 6. Variationen (variationskoefficient, CV) i vinglängden minskade hos den svartvita flugsnapparen när överlevnaden var högre (figur a) och variationen var mindre i kullar som kläcktes tidigare på sommaren år 2017 (figur b). Överlevnaden beskriver andelen ungar i kullen som kläcktes och överlevde till en flygfärdig unge.

3.1.1 Häckningsframgång och överlevnad

Talgoxen hade en statistiskt signifikant skillnad i överlevnaden mellan de två zonerna (figur 7). Överlevnaden var högre i zon 2 (Mann-Whitney, $n = 114$, $U = 939,00$, $p = 0,003$). Hos flugsnapparen fanns det inte skillnad i överlevnaden mellan områdena (Mann-Whitney, $n = 154$, $U = 2719,50$, $p = 0,350$).

Hos båda arterna var korrelationen mellan variationen i vinglängden och överlevnaden negativ. Hos den svartvita flugsnapparen fanns det en signifikant korrelation (Spearman's rangkorrelation, $r_s = -0,183$, $n = 154$, $p = 0,023$) alltså variationen minskade med högre överlevnad. Hos talgoxen var korrelationen inte signifikant (Spearman's rangkorrelation, $r_s = -0,094$, $n = 114$, $p = 0,322$).



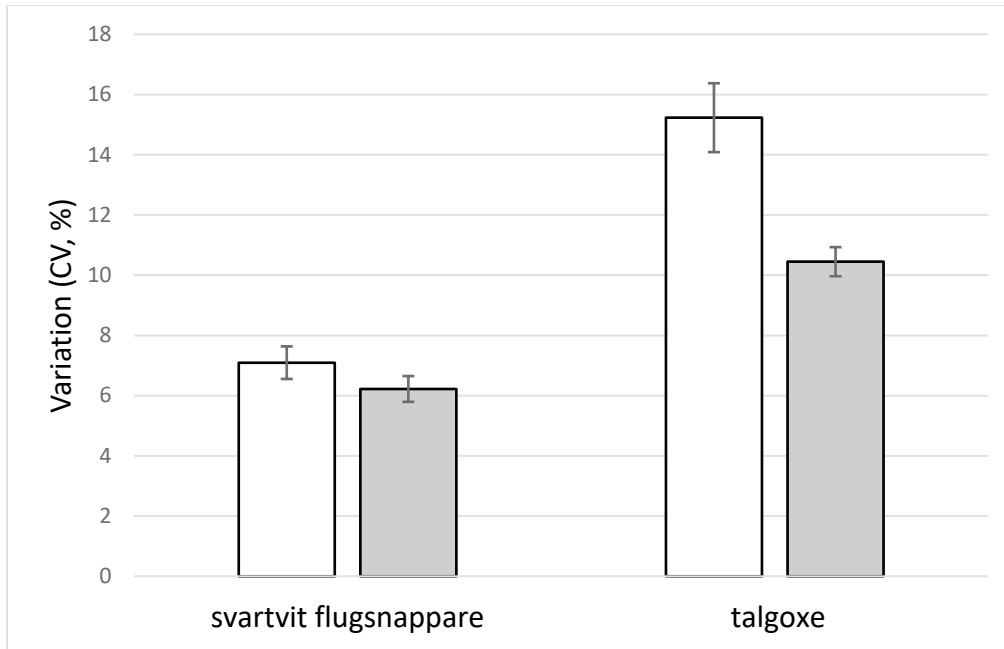
Figur 7. Andelen ungar i kullen som kläcktes och överlevde till flygfärdiga ungar (överlevnad) i zon 1 och zon 2 år 2017 hos talgoxen (gråa staplar) och den svartvita flugsnapparen (vita staplar). Felstaplarna visar medeltalets medelfel. Talgoxen zon 1 $n = 37$ och zon 2 = 77. Den svartvita flugsnapparen zon 1 $n = 73$ och zon 2 = 81.

3.1.2 Påverkan av tillgänglig föda (larvexperimentet)

Det uträknade medelvärdet för tvåveckorsperioden av insamlad larvavföring (mg) som räknades för talgoxen var i zon 1 = 0,00091 mg, SD \pm 0,0012 mg, n = 39 och i zon 2 = 0,00054 mg, SD \pm 0,00054 mg, n = 40. För den svartvita flugsnapparen var motsvarande värden i zon 1 = 0,0036 mg, SD \pm 0,0074 mg, n = 38 och i zon 2 = 0,0027 mg, SD \pm 0,0036 mg, n = 40. Larvindexet skilde sig dock inte signifikant mellan de två områdena varken för talgoxen (Mann-Whitney, n = 79, U = 646,50, p = 0,191) eller för den svartvita flugsnapparen (Mann-Whitney, n = 78, U = 753,00, p = 0,944). Det samlades mera larvavföring i trattarna under den andra insamlingsperioden (Mann-Whitney, n = 157, U = 1631,00, p < 0,001) vilket kan betyda att de fanns mera larver senare på sommaren. Under perioden som alltså var viktigt för talgoxen var mängden larver mindre än senare på sommaren under den perioden som var viktig för flugsnapparen.

3.2 Skillnader i variationen mellan arterna

Variationen i vinglängden skilde sig mellan arterna både i zon 1 (Welch-test, n = 113, F (1, 55,47) = 41,36, p < 0,001) och i zon 2 (Welch-test, n = 159, F (1, 153,48) = 42,80, p < 0,001) år 2017. Variationen var högre hos talgoxen än hos den svartvita flugsnapparen (figur 8).



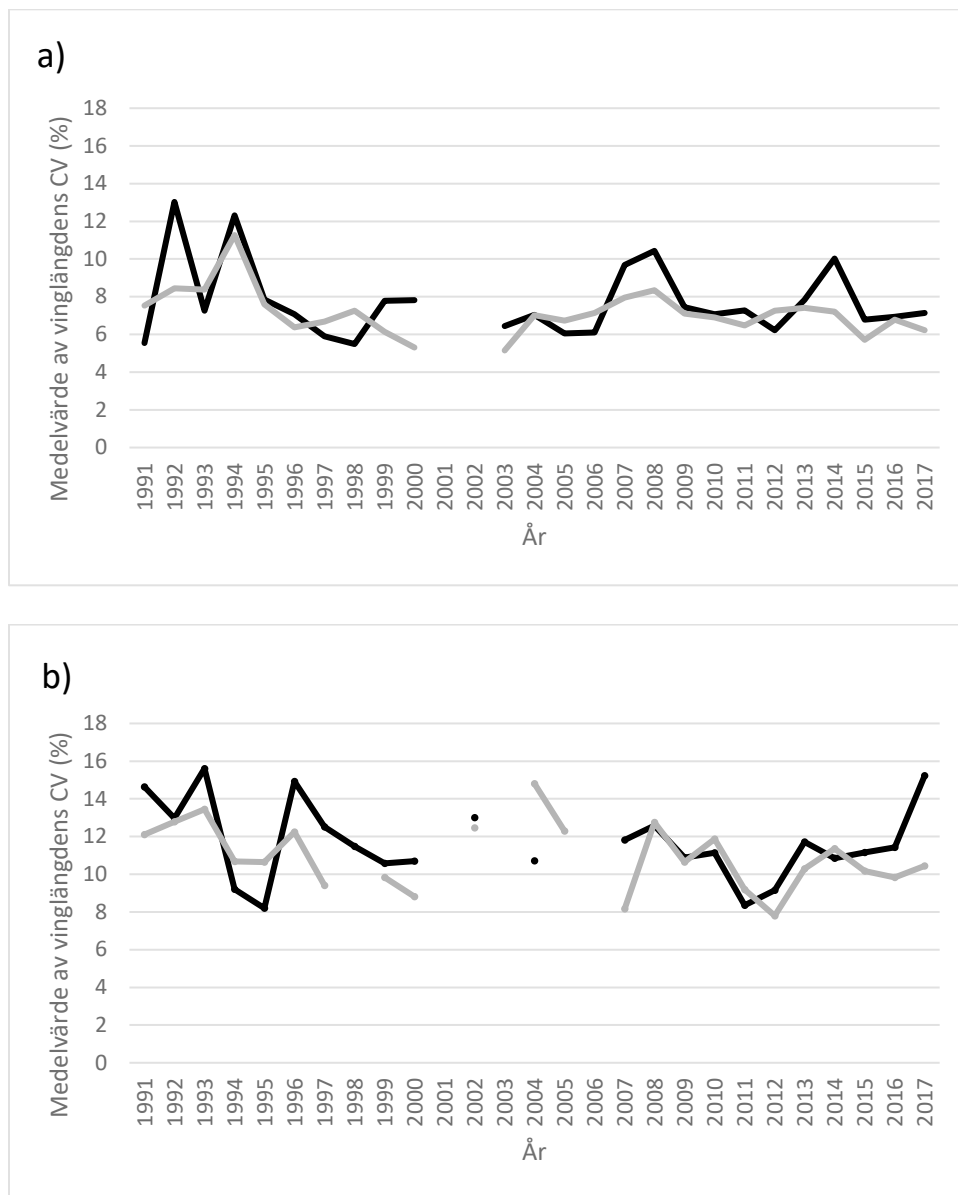
Figur 8. Medelvärden av variationen i kullarnas vinglängd hos den svartvita flugsnapparen (zon 1 n = 73 och zon 2 n = 81) och talgoxen (zon 1 n = 37 och zon 2 = 77) i de två zonerna år 2017 (zon 1 = vit och zon2 = grå). Felstaplarna visar medeltalets medelfel.

3.3 Förändringar i variationen med åren

Variationen i vinglängden var större hos talgoxen i zon 1 än i zon 2 (figur 9, tabell 4). Dessutom hade året, ungaras ålder, antalet ungar i kullen och standardiserade kläckningsdagen en effekt på variationen hos talgoxen (tabell 4). Kullar som kläcks senare på sommaren visades ha mera variation. I äldre kullar minskade variationen, vilket är förväntat eftersom de svagare individerna i äldre kullar redan har blivit bortgallrade. I större kullar däremot ökade variationen. Med åren har variationen minskat i båda zonerna och den svaga negativa korrelationen var signifikant (se figur 9, Spearmans rangkorrelation, $r_s = -0,124$, $n = 1471$, $p < 0,001$). Den negativa korrelationen var inte signifikant då man gjorde en motsvarande korrelation enbart med värden från zon 1. Men med värden från zon 2 fanns det en svag korrelation (Spearmns rangkorrelation, $r_s = -0,179$, $n = 1033$, $p < 0,001$).

Variationen hos den svartvita flugsnapparen skilde sig inte signifikant mellan de olika zonerna (figur 9, tabell 3). År, ålder av ungar, antalet ungar och det standardiserade kläckningsdatumet hade en statistiskt signifikant effekt (Tabell 4). Med åren hade variationen minskat i båda zonerna

och då båda zonerna testades tillsammans var den negativa korrelationen signifikant (Spearman's rangkorrelation, $r_s = -0,110$, $n = 2490$, $p < 0,001$), men den svaga negativa korrelationen var inte signifikant då man testade endast för zon 1. För zon 2 fanns det en svag korrelation också hos flugsnapparen (Spearman's rangkorrelation, $r_s = -0,156$, $n = 1626$, $p < 0,001$). Faktorerna som kollades hade liknande effekter på variationen hos båda arterna.



Figur 9. Årliga medelvärden för den svartvita flugsnapparens (a) och talgoxens (b) variationskoefficient (%) av vinglängden i zon 1 (svarta linjerna) och zon 2 (gråa linjerna). Sampelstorleken för talgoxen i zon 1 $n = 438$ och i zon 2 $n = 1033$ och för den svartvita flugsnapparen i zon 1 $n = 865$ och i zon 2 $n = 1625$.

Tabell 3. Resultat för responsvariabeln vinglängdens CV för den svartvita flugsnapparen (GLM). Sampelstorlek n = 2490. I tabellen anges förklarande variabler, parameterestimat (B), frihetsgraderna samt p- och F-värden. Zon 1 är föroreningszonen och zon 2 bakgrundszonen.

	B	F	df	p
zon	0,33	2,83	1, 2484	0,092
år	-0,056	30,92	1, 2484	<0,001
ålder	-0,74	281,85	1, 2484	<0,001
standardiserad kläckningsdag	0,85	83,26	1, 2484	<0,001
antal ungar	0,16	4,26	1, 2484	0,039

Tabell 4. Resultat för responsvariabeln vinglängdens CV för talgoxen (GLM). Sampelstorlek n = 1471. I tabellen anges förklarande variabler, parameterestimat (B), frihetsgraderna samt p- och F-värden. Zon 1 är föroreningszonen och zon 2 bakgrundszonen.

	B	F	df	p
zon	1,51	24,08	1, 1465	<0,001
år	-0,036	5,95	1, 1465	0,015
ålder	-0,86	222,32	1, 1465	<0,001
standardiserad kläckningsdag	0,70	25,1	1, 1465	<0,001
antal ungar	0,50	53,68	1, 1465	<0,001

4. DISKUSSION

Syftet med min studie var att ta reda på om föroreningarna i Harjavaltratrakten har påverkat variationen i kullarna hos talgoxens och den svartvita flugsnapparens ungar. Jag undersökte också om det fanns skillnader i variationen mellan arterna och om variationen har ändrats med åren då föroreningarna har minskat. Variationen hos studiearterna förväntades ha ändrat med åren så att skillnaderna mellan det förorenade området och referensområdet har minskat. Dessutom förväntades det att det skulle finnas en skillnad i variationen mellan arterna. Jag testade också en del andra variabler som har kunnat ha påverkan på variationen, bland annat överlevnad och mängden tillgänglig föda. Jag testade även om överlevnaden var annorlunda mellan de olika studieområdena.

Dessa förväntningar uppfylldes och det fanns en signifikant skillnad i variationen inom kullarna mellan studiearterna. Jag förväntade mig att talgoxen skulle uppvisa lite mera variation, eftersom talgoxen har visats följa en strategi som ökar variationen inom kullen då förhållandena är oförutsägbara (Orell 1983, Gebhardt-Henrich och Richner 1998). Detta uppfylldes också och resultaten visar att variationen i talgoxens kullar var större närmare föroreningskällan, men överlevnaden var mindre. För den svartvita flugsnapparen hittade jag inte skillnader mellan zonerna varken i variationen eller överlevnaden. Skillnader i överlevnaden hos arterna kunde säkert dels förklaras med de olika strategier som studiearterna följer (kullreducering och kullens överlevnad) samt diet och inte endast med hur arterna har blivit påverkade av föroreningar (Orell 1983, Slagsvold et al. 1984). Larvindexet vilket användes för att studera hur mycket det fanns mat tillgängligt i studieområden var liknande i båda zonerna för de två valda perioderna men mängden var i medeltal mindre för dem två tidigare veckorna. Skogstypen hade inte en effekt på variationen. Variationen visar en svag minskande trend med åren hos båda arterna. Prediktionerna kommer att diskuteras varefter resultaten sammanfattas och det dras en slutsats. Alternativa orsaker till variation hos studiearterna kommer också att tas upp.

4.1 Tolkning av resultat

4.1.1 Variation längs föroreningsgradienten och effekten av föroreningar

Arter anpassar sig till förorenade områden genom urval av individer som antingen bäst tål föroreningarna som finns i området eller individer som är mest fertila. Ett alternativ är att individer kommer från närområden via migration. En viktig faktor för att populationer anpassar sig är variationen bland individer i populationerna (Bezel et al. 2001). Bezel et al. (2001) spekulerade att variationen i reproduktionsparametrar dessutom kunde främja elimination av individer med lägre fitness från populationen. Eftersom alla populationer skiljer sig och naturligt består av individer som gör alla populationer lite olika, blir det komplexa system att förstå. Dessutom kan föroreningar påverka olika populationer på olika sätt.

Variationen i egenskaperna hos fåglar förväntas öka i förorenade förhållanden eftersom individer och delpopulationer är olika känsliga mot den toxiska påverkan (Bezel et al. 2001). När koncentrationerna är låga påverkas populationerna inte så mycket och populationen kan likna dem som finns i referensområden. Däremot påverkar föroreningarna alla organismer i väldigt förorenade områden och en del individer elimineras. Vid måttlig exponering till föroreningar elimineras endast de känsligaste individerna. Detta kan leda till adaptiva förändringar i populationen (Bezel et al. 2001). Eeva et al. (2012) har föreslagit att när exponeringsnivån av koppar överstiger 1000 µg/g accelererar föroreningars påverkan på antalet fågelarter. I samma studie spekulerade Eeva et al. (2012) att främsta orsaken till förändringar i fågelsamhällen skulle vara en kombination av effekterna av flera föroreningar och indirekta effekterna på resurserna, bland annat föda, och inte direkta toxiska effekterna. Flera studier har visat att punktkällor av metaller, sådana som smältverk, bildar risker för fågelpopulationerna som häckar i området, till exempel genom nedsatt häckningsframgång (Nyholm 1994, Bel'skii et al. 1995a, Eeva och Lehikoinen 1996, Berglund et al. 2012).

Hypotesen om att variationen längs föroreningsgradienten ökar mot föroreningskällan stämde för talgoxen men inte för den svartvita flugsnappare. Variationen (som beskrevs med variationskoefficienten) i vinglängden inom kullarna hos talgoxen var betydligt högre närmare föroreningskällan. Talgoxen har enligt tidigare studier blivit påverkad av tungmetallkontamination huvudsakligen indirekt genom förändrat habitat och förändringar i kvalitet och mängd föda (Eeva et al. 2005, Eeva et al. 1997a). Eftersom tungmetallutsläppen och koncentrationerna hade minskat

till år 2017 verkar det som föroreningarna fortfarande påverkar talgoxen indirekt närmare smältverket.

Variationen hos den svartvita flugsnapparen var däremot ungefär samma i båda zonerna. I tidigare studier har det framkommit att flugsnapparen påverkas mera direkt av föroreningarna (Nyholm 1994, 1998) och det har också observerats tydliga påverkningar av föroreningar i flugsnapparen i Harjavalta (Eeva och Lehikoinen 1996). Tungmetallkoncentrationer i Harjavalta har dock minskat, vilket kan vara en orsak till att det inte mera observerades en så tydlig påverkan. Som också Bezel et al. (2001) spekulerade i sin studie kan populationerna vara liknande när koncentrationerna av föroreningarna inte är så höga. Studierna visade att eftersom metallföroreningen har minskat i Harjavalta speciellt sedan 1990-talet har också de direkta effekterna av föroreningarna minskat (Eeva och Lehikoinen 2015). Till exempel kullstorleken ökade i området hos flugsnapparen, fastän inte ännu till samma mängder som i referensområden (Eeva och Lehikoinen 2015). En annan förklaring kunde vara att Harjavalta inte har varit ett så tungt förorenat område. I vissa liknande områden i Ryssland har föroreningarna haft starkare påverkan på fåglar (Eeva et al. 2012). Till exempel vid ett smältverk i Monchegorsk i Ryssland hade densiteten av fåglar i skogen minskat med 80 % i det tungt förorenade området (Eeva et al. 2012) medan i en liknande studie i Harjavalta hade densiteten endast av några fågelarter blivit negativt påverkade (Eeva et al. 2002b). Även om Harjavalta inte har varit lika förorenat område som motsvarande områden i Ryssland, har man hittat att fåglarna fortfarande har högre koncentrationer av tungmetaller närmare smältverket också i Harjavalta och indirekta påverkan kan observeras ännu efter att utsläppen har minskat (bl.a. Berglund et al. 2012, Eeva et al. 2005).

Skogstypen och skogens olika egenskaper kan också påverka variationen. Många fåglar har en preferens för sitt häckningsområde och vilken trädart i området är den dominerande trädarten. Talgoxen och den svartvita flugsnapparen är relativt generalistiska gällande häckningsplats (Cramp och Perrins 1993) men speciellt för talgoxen kan skogstypen indirekt påverka kullen. I rikare skogar har talgoxen större kullar eftersom där finns mera föda, bland annat larver som är viktig föda för ungarna (Cramp och Perrins 1993). I denna studie var skogen indelad i två kategorier men skogstypen hade ingen effekt på variationen. Det finns dock en möjlighet att skogstypen var indelad för grovt eller delat på ett sätt så att en möjlig effekt inte syns. De två grupperna som skogstypen var indelad i var också olika stora eftersom de flesta fågelholkarna var

placerade i talldomineradskog. Dessutom då studieområden hade etablerats hade man valt områden som var av liknande skogstyp och inte skilde sig mycket i kompositionen av trädarter (Eeva et al. 1997). Detta kunde vara en orsak till att det inte hittades någon påverkan av skogstypen.

4.1.2 Skillnader i variationen mellan arterna

Hypotesen om att det finns en skillnad i variationen mellan arterna stämde. Variationen hos talgoxen var större närmare föroreningskällan medan flugsnapparen hade liknande variation i båda zonerna. Skillnaderna mellan arterna kan säkert delvis förklaras med att arterna påverkas av metaller på olika sätt (Nyholm 1994, Eeva och Lehikoinen 1995, Eeva et al. 1997a, Eeva et al. 2005). Talgoxen har visats bli mer påverkad av de indirekta effekterna. Däremot har flugsnapparen drabbats mera av de direkta effekterna (Eeva et al. 1997). Eeva och Lehikoinen (1996) fann att den svartvita flugsnapparens ungar hade högre mortalitet och mera missformade ben nära smältverket än talgoxens ungar. Flugsnapparens ungar klarade sig också relativt bra i de andra studieområden medan föroreningarna påverkade talgoxens häckningsframgång och ungarnas tillväxt även längre bort från smältverket. En annan studie som också var gjord i Harjavalta visade dessutom att kvaliteten av flugsnapparens äggskal blev mer påverkat av föroreningar än talgoxens ägg (Eeva och Lehikoinen 1996). Situationen för flugsnapparen verkar ha blivit bättre i studieområdet medan talgoxen som påverkas av tungmetallerna på ett annorlunda sätt fortfarande drabbas av tungmetallernas negativa effekter.

I terrestriska biotoper utsätts djuren för tungmetaller huvudsakligen via föda. Koncentrationerna i studiearternas avföring har också varit annorlunda, antagligen på grund av olik diet (Eeva och Lehikoinen 1996, Eeva et al. 1997a, Eeva et al. 2005). I Harjavalta fångar flugsnapparen nästan hälften av sin föda från luften medan talgoxen söker mat huvudsakligen i lövverket (Eeva et al. 1997a). I olika insekter kan de samlas olika mängder tungmetaller och eftersom arterna har lite olika preferenser hurdana insekter och i hurdana proportioner arterna matar sina ungar, kan det samlas olika mängder tungmetaller i ungarna (Bel'skii och Belskaya 2013). I tidigare studier har det visats att speciellt talgoxen påverkas indirekt av föroreningar eftersom föroreningarna har minskat mängden och kvaliteten av tillgänglig föda i området (Eeva och Lehikoinen 1996). Arternas diet har visats skilja sig mellan föroreningsområdet och referensområdet. Antagligen på grund av att föroreningar som tungmetaller, har påverkat sammansättningen och abundansen av

insekter i det förorenade området. Till exempel fångar den svartvita flugsnapparen mera insekter från marken än luften närmare smältverket (Eeva et al. 1997a). Mängden föda tillgängligt i studieområdet studerades under sommaren 2017 men det fanns inte en skillnad i mängden larver mellan de två zonerna. Detta kan tyda på att skillnaderna i variationen hos talgoxen mellan studieområdena inte endast berodde på födan som fanns tillgänglig. Resultaten indikerade att de fanns färre larver under perioden som är speciellt viktig för talgoxens ungar än senare på sommaren. Om mängden larver, som är viktig föda för talgoxen ungar (Cramp och Perrins 1993), var låg har det kunnat vara en delorsak för variationen som har hittats inom kullarna.

Föroreningar påverkar mängden föda som finns för fåglarna i närheten av smältverket och kan minska, förutom mängden, också kvaliteten av tillgänglig föda. Olika arter har också olika behov för essentiella näringsämnen (eng. essential element) som till exempel kalcium eller järn. Fåglarna får spårämnen bland annat från insekter som de använder som föda och beroende på hurdan artens diet är, kan olika arter bli utsatta för olika koncentrationer av till exempel metaller (Berglund et al. 2011, Espín et al. 2016). Det har också visats att en del mekanismer i fåglarna kan vara olika, till exempel behovet för kalcium och sättet hur fåglarna utnyttjar kalcium. Det har visat sig att den svartvita flugsnapparen inte behöver så mycket kalcium, men kombinationen av kalciumfattiga områden och föroreningar kan påverka arten relativt mycket. Talgoxen har däremot ett större behov av kalcium men den är också bättre på att hitta kalcium samt använda alternativa källor (Espín et al. 2016). Mängden tillgänglig föda i området kan också ha kunnat påverka överlevnaden.

Förutom skillnader i dieten så följer arterna lite olika strategier. Talgoxen hade signifikant lägre överlevnad i föroreningszonen ännu år 2017 fast tungmetallutsläppen i Harjavalta har minskat. Flugsnapparens överlevnad var ungefär lika i båda zonerna. Flera tidigare studier har också visat att häckningsframgången, överlevnaden av ungar och antalet flygfärdiga ungar i kullen är nedsatt i förorenade områden (Janssens et al. 2003b, Fritsch et al. 2019, Sánchez Virosta 2019). Liknande resultat finns också från Harjavaltaområdet (Eeva och Lehikoinen, 1995, Eeva et al. 2005). Resultaten från denna studie, som indikerar att talgoxen skulle följa mera kullreducering och flugsnapparen kullens överlevnad, överensstämmer med tidigare studier (Orell 1983, Slagsvold et al. 1984). Skillnader i häckningsframgången mellan arterna har föreslagits bero på skillnader i deras diet men också bero på förändringarna i omgivningen på grund av föroreningar (Eeva och Lehikoinen 1996, Berglund et al. 2011). Talgoxens häckningsframgång visade sig fortfarande vara

nedsatt i det förorenade området. Förutom att det här förklarar skillnader mellan arterna, kan det också delvis förklara variationen inom kullarna som fanns i Harjavaltaområdet. Variationen kan vara en metod för arten att anpassa sig till en förorenad miljö (Bezel et al. 2001).

Överlevnaden kunde påverka variationen. Kullens variationskoefficient påverkas när kullen blir mindre, alltså när ungar dör, ifall ungarna som dör är de avvikande. Med variation i kullen kan speciellt talgoxen framföra kullreducering vid behov (Orell 1983). Asynkron kläckning är en av metoderna som talgoxen kan använda för att uppnå variation inom kullen. I oförutsägbara förhållanden, som till exempel i förorenad miljö, kan talgoxen via asynkron kläckning öka variationen i kullen för att vid behov minska kullens storlek. Om det alltså inte finns tillräckligt med resurser, så som exempelvis föda, för hela kullen väljer talgoxen att investera i de starkaste ungarna som annars också har största möjligheterna att överleva och de minsta ungarna dör. Orell (1983) drog slutsatsen att en längre kläckningsperiod hos talgoxen kan leda till en ökad skillnad i ungarnas storlek. Skillnaderna kunde leda till minskning av kullstorleken när det fanns lite med föda eftersom de minsta ungarna dör på grund av syskonkonkurrens. I samma studie hittades skillnader i asynkron kläckning mellan arterna och att i cirka 24 % av talgoxens kullar kläcktes inom en dag. I de flesta bon kläcktes äggen inom två dagar men i en del bon tog det upp till 5 dagar (Orell 1983). En annan studie diskuterade att asynkron kläckning inte sker för att det skulle vara lättare att framföra kullreducering, utan för att producera variation inom kullar så att åtminstone en del av ungarna i kullen skulle ha en chans att överleva (Laaksonen 2004).

Storleken av äggen togs inte med i denna studie men proportionen av små ägg i populationen har visats öka längs en föroreningsgradient (Eeva och Lehikoinen 1995). Äggets storlek och kvalitet har visats påverka hur ungen kommer att utvecklas (Amundsen och Stokland 1990, Eeva och Lehikoinen 1995) och bland annat en studie av Bezel et al. (1998) hittade att antalet ungar som kläcktes var mindre och att ungarna vägde mindre i föroreningszonen. Variationen i dessa faktorer var också större. Ofta brukar lägre kroppsvikt indikera av en svagare individ vilket sedan leder till mortalitet.

4.1.3 Skillnader i variation mellan åren

Koncentrationerna i Harjavalta har redan i början av 1990-talet varit relativt låga och sjunkit ännu sedan dess (Kiikkilä 2003). Eeva och Lehikoinen (1996) spekulerade att det skulle vara osannolikt

att koncentrationerna redan då i början av 1990-talet skulle kunna orsaka de observerade defekterna om det fanns dugligt med föda tillgängligt för fåglarna. Men de negativa effekterna av tungmetallerna skulle kunna komma fram med kombination av för låg mängd kalcium i födan. Koncentrationen av tungmetaller i fågelungar i Harjavalta har senare ansetts vara under den toxiska nivån (Berglund et al. 2011, 2012). Koncentrationer av tungmetaller i marken (se tabell 1) och i växterna (Eeva et al. 2018) är dock fortfarande förhöjda närmare smältverket. Koncentrationerna av tungmetaller (As, Cd, Pb och Se) är också högre i levern hos ungarna och honorna hos talgoxen och den svartvita flugsnapparen i det förorenade området (Berglund et al. 2011).

Eftersom variationen hos fåglarna har minskat lite med åren kunde det tyda på att variationen åtminstone till en del har blivit påverkad av föroreningarna i området. Den minskande trenden i variationen med åren var signifikant också när man endast granskade trenden för zon 2 men när detta gjordes för zon 1 var korrelationen inte signifikant. Resultatet var samma hos båda arterna. En möjlig förklaring för detta, åtminstone för talgoxen, är att talgoxens kullar har blivit mindre med tiden. Mindre kullar har mindre variation. Minskningen i talgoxens kullstorlek beror antagligen på att populationen har vuxit. I tätare populationer producerar talgoxarna mindre kullar (Eeva och Lehikoinen 2013). Eftersom talgoxen har visats bli mer påverkad av föroreningarnas indirekta påverkan kan det hända att föroreningarnas påverkan i föroreningszonen ännu är såpass stora att en signifikant minskning inte har hunnit ske. Dessutom kan det vara en del andra orsaker som har bidragit till mängden variation.

Med långtidsdata fick jag fram effekter på variation som inte framkom i 2017 data. Alla variabler som testades hade en signifikant effekt vilket dels säkert beror på att antalet mätningar var så högt. Dessutom påverkades arternas variation på liknande sätt. Åldern och kullstorleken påverkade variationen så att äldre kullar hade mindre variation medan större kullar hade mera variation. Kullar som kläcktes senare på sommaren hade mera variation.

Även om tungmetallutsläppen har minskat avsevärt, kan det ännu finnas höga halter av tungmetaller i marken som har samlats dit under flera års tid (Derome och Lindroos 1998a, Helmisaari 1998, Salemaa et al. 2001). Det kan ännu påverka variationen hos fåglar, om inte via direkt toxicitet så möjligtvis indirekt. Även om den generella trenden är att utsläppen har minskat, hittade Poikolainen et al. (2004) stora skillnader i minskning av koppar från mitten av 80-talet till

år 2000 i mossor. I samma studie hittade forskarna att fast mängden nickel minskade till början av 1990-talet, ökade mängden nickel igen år 2000.

4.2 Andra möjliga förklaringar till variationen

Förutom tungmetaller och de faktorer som var med i studien kan det finnas andra orsaker som påverkar variationen hos ungarna. En förklaring kan vara väder, bland annat temperatur och regn. År 2017 var våren ganska sval och på grund av det började häckningen lite senare. En senare häckning kan leda till mera variation inom kullarna. I tidigare studier har man också hittat att häckningsframgången påverkas av väder (Eeva et al. 2002a) och en studie gjord i Ungern med gråsparv (*Passer domesticus*) visade att kläckningsframgången sjönk när extremt kalla dagar var vanligare (Pipoly et al. 2013). Häckningsframgången kan vidare påverka variationen i kullen. Kalla och regniga år kan minska häckningsframgången eftersom ungarna kräver mera näring för att hålla upp värmen men samtidigt finns det sämre tillgång till insekter för föda. Insekterna brukar bli mer inaktiva i svalare och regnigare väder (Erikstad och Spidsø 1982). Om det regnar mycket finns det också mindre av insekter som flyger för föräldrarna att hitta. Snabba ändringar i väderförhållanden kan även orsaka problem om till exempel temperaturen plötsligt går ner. Det kan hända att små ungar inte ännu klarar av det. Mängden insekter som finns tillgängligt till föda varierar med årstiderna och under en varmare vår kan larvabundansen öka. Variation i väder mellan åren kunde vara en delorsak till skillnader i variationen mellan åren.

En ytterligare orsak att det fanns mera variation närmare smältverket kunde vara att svagare hanar var tvungna att bygga bo där eftersom bättre och starkare individer hade fyllt de andra häckningsområden. I en studie av Ulfstrand et al. (1981) hade talgoxhanarna längre vingar i lövskog än i barrskog. Eftersom honorna hade samma vinglängd i båda skogarna kom forskarna fram till att det inte var mängden tillgänglig föda som påverkade vinglängden utan att större hanar tvingade de mindre hanarna till det suboptimala habitatet. Eeva et al. (1997b) studerade om det fanns skillnader i honornas kondition längs föroreningsgradienten i Harjavalta, men hittade inte stora skillnader mellan de olika områdena. Fettreserverna hos honorna (hos talgoxen och den svartvita flugsnappare) var mindre närmare föroreningskällan men det gällde endast åren då de var kallare under perioden då ungarna var i boet. De kom fram till att föroreningarna inte ensam orsakar skillnader i honornas kondition utan kombinationen med andra stressfaktorer, som

exempelvis dåligt väder, kan sänka deras kondition (Eeva et al. 1997b). Man kunde kanske då spekulera att variationen inom kullarna inte enbart skulle orsakas av föroreningarna utan av en kombination av olika faktorer. En ytterligare förklaring till den ökade variationen i de förorenade området kunde vara att när individer dör i det området, kommer individer från andra områden att fylla lediga häckningsplatser.

4.3 Slutsatser, spekulationer och tankar om framtida studier

Resultaten från denna studie visade att det finns skillnad i variationen i vinglängden inom kullarna mellan de två studierarna. Dessutom visade analyserna att det fanns skillnad i variationen längs föroreningsgradienten hos talgoxen. Fast utsläppen av föroreningar i Harjavalta har minskat påverkar föroreningarna fortfarande flera organismer, bland annat fåglar. Effekterna kan dock skilja sig mellan olika organismer och även närbesläktade arter. Skillnaderna kan bero på bland annat studierarnas olika mekanismer att tåla föroreningar, diet samt olika strategier för häckningsframgång (Bel'skii och Belskaya 2013). Fast föroreningarna säkert kan förklara åtminstone en del av variationen hos talgoxen i Harjavalta, eftersom variationen förändrades längs föroreningsgradienten, finns sannolikt också andra faktorer som påverkar variationen. Som det också i tidigare studier har konstaterats påverkas talgoxen ofta indirekt av föroreningar (bl.a. Eeva et al. 2005). Det sammanfaller med resultaten från denna studie och att talgoxen i oförutsägbara förhållanden ökar variationen inom kullen genom olika mekanismer för att sedan via kullreducering kunna anpassa kullens storlek till tillgängliga resurser. Alltså fast tungmetallskoncentrationerna har minskat också i närheten av smältverket tycks tungmetallerna påverka talgoxen så att den fortfarande väljer att minska antalet ungar i kullen närmare föroreningskällan. Förstås kan det finnas andra orsaker som leder till förutsägbara förhållanden, till exempel det att populationen i området har vuxit eller väder som inte togs med i analyserna i denna studie. Som tidigare studier har visat att den svartvita flugsnapparens påverkas mera direkt av föroreningarna (Eeva och Lehikoinen 1996) kunde tänkas visas också i denna studie, eftersom det inte fanns skillnader i variation eller överlevnad mellan zonerna nu när koncentrationerna av föroreningar har sjunkit.

I långtidsdata fanns det inte så många mätningar för några år, vilket kan ha påverkat medelvärden av variationen för vissa år (figur 9). För vissa år kunde det se ut som om det fanns väldigt höga

toppar med mycket variation, men i verkligheten fanns det endast några mätningar. GLM-analysen utgår från ett antagande att alla observationer är oberoende. Detta förverkligades inte helt i data som användes i studien eftersom data kunde innehålla kullar av samma föräldrar från olika år. Föräldrarna kan komma och häcka på samma områden och producera ungar under två eller flera år. Detta togs inte i beaktande i analysen i denna studie men det har uppfattats. Påverkan av det skulle antagligen inte vara så stor eftersom kullarna av samma föräldrar kan variera mellan olika häckningsgångar. Dessutom var antalet häckande par relativt stort i denna studie.

För att dra en slutsats av resultaten kan det konstateras att fast metallföroreningen i Harjavalta har minskat, påverkar tungmetallerna ännu området. Effekterna kan ses speciellt hos talgoxen vars häckningsframgång fortfarande är nedsatt och det fanns mera variation inom kullarna närmare smältverket. Den svartvita flugsnapparen påverkades däremot inte mera så starkt. Resultaten från studien visade att organismernas framgång kan påverkas av antropogen förorening. Resultatet att variationen hos talgoxen var förhöjd år 2017 jämfört med tidigare år kunde tyda på att det också finns andra faktorer som påverkar variationen. Dessutom visades det i analysen för långtidsdata att andra faktorer också påverkade variationen.

Fast både den svartvita flugsnapparen och talgoxen har studerats under en lång period i Harjavalta, och de är vanliga studiearter även annanstans i Finland samt Europa och Eurasien, finns det ännu mycket att ta reda på. För framtida studier vore det intressant att se på hur vädret påverkar variationen i fågelungarna längs föroreningsgradienten. Dessutom, som denna studie visade, så kan även liknande arter påverkas av föroreningar på olika sätt och det finns mekanismer som man inte ännu känner till.

För att kunna förstå alla effekter av olika föroreningar och miljögifter, samt känna organismernas mekanismer för att tåla och bli av med föroreningar, är långtidsstudier och fortsatta studier viktiga. Det finns en hel del mekanismer för hur till exempel fåglar kan hantera föroreningar och hur de påverkas av dem, som man ännu inte känner till. Dessutom är föroreningar inte den enda utmaningen för organismerna, utan världen förändras även på andra sätt på grund av antropogen verksamhet. Det skulle vara intressant och viktigt att också studera samverkan mellan till exempel föroreningar och förändringarna i klimatet. Dessutom, även om tungmetallernas inverkan på olika organismer har studerats mycket och man har kunnat identifiera vissa gränsvärden för koncentrationer för enstaka ämnen som organismerna har ansetts klara av, vet man inte mycket

om hur den ”kemiska cocktailen” påverkar. En kombination av flera tungmetaller och andra föroreningar kan ha negativa effekter på organismerna även om koncentrationerna för enskilda ämnen är måttliga.

TACK

Jag vill först tacka mina handledare Tapio Eeva och Kai Lindström för all hjälp, vägledning och stöd med avhandlingen. Tack Tapio för att jag fick möjligheten att jobba med detta projekt, intressanta diskussionerna inom ämnet samt att du introducerade fältarbete med fåglar till mig. Tack Kai för hjälpen med statistiken samt de viktiga och nyttiga kommentarerna. Jag vill också tacka Åbo Universitet för data som jag fick till förfogande och att jag fick delta i deras fältarbete. Jag vill till slut även tacka Societas pro Fauna et Flora Fennica för det finansiella stödet för arbetet.

REFERENSER

- Amundsen, T., & Stokland, J. 1990. Egg Size and Parental Quality Influence Nestling Growth in the Shag. *The Auk*, 107, 410–413.
- Appelquist, H., Asbirk, S. & Drabaek, I. 1984. Mercury monitoring: Mercury stability in bird feathers. *Marine Pollution Bulletin*, 15, 22–24.
- Bashkin, V.N. 2008. Xenobiotic (pesticides, PCB, dioxins) cycles. I: Jørgensen, S.E. & Fath, B.D. *Encyclopedia of Ecology*. USA: Academic press. 3821–3829.
- Bel'skii, E. & Belskaya, E. 2013 Diet composition as a cause of different contaminant exposure in two sympatric passerines in the Middle Urals, Russia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97, 67–72.
- Bel'skii, E.A., Bezel, V.S. & Lyakhov, A.G. 1995a. Characteristics of the reproductive indices of birds nesting in tree hollows under conditions of technogenic pollution. *Russian Journal of Ecology*, 26, 126–131.
- Bel'skii, E.A., Bezel, V.S. & Polents, A.E. 1995b. Early stages of the nestling period of hollow-nesting birds under conditions of industrial pollution. *Russian Journal of Ecology*, 26, 38–43.
- Bel'skii, E.A. & Lyakhov, A.G. 2003. Response of the avifauna to technogenic environmental pollution in the Southern Taiga zone of the Middle Urals. *Russian Journal of Ecology*, 34, 181–187.
- Berglund, Å.M.M., Ingvarsson, P.K., Danielsson, H. & Nyholm, N.E.I. 2010. Lead exposure and biological effects in pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) before and after the closure of a lead mine in northern Sweden. *Environmental pollution*, 158, 1368–1375.
- Berglund, Å.M.M., Klaminder, J. & Nyholm, N.E.I. 2009. Effects of reduced lead deposition on pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) nestlings: Tracing exposure routes using stable lead isotopes. *Environmental Science & Technology*, 43, 208–213.
- Berglund, Å.M.M., Koivula, M.J. & Eeva, T. 2011. Species- and age-related variation in metal exposure and accumulation of two passerine bird species. *Environmental Pollution*, 159, 2368–2374.
- Berglund, Å.M.M. & Nyholm, N.E.I. 2011. Slow improvements of metal exposure, health and breeding conditions of pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) after decreased industrial heavy metal emissions. *Science of the Total Environment*, 409, 4326–4334.
- Berglund, Å.M.M., Rainio, M.J. & Eeva, T. 2012. Decreased metal accumulation in passerines as a result of reduced emissions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31, 1317–1323.

- Berglund, Å.M.M., Rainio, M.J. & Eeva, T. 2015. Temporal trends in metal pollution: using bird excrement as indicator. *PLOS ONE*, 10.
- Beyer, W.N., Pattee, O.H., Sileo, L., Hoffman, D.J. & Mulhern, B.M. 1985. Metal contamination in wildlife living near two zinc smelters. *Environmental Pollution*, 38, 63–86.
- Bezel, V.S., Bel'skii, E.A. & Mukhacheva, S.V. 1998. On the problem of variability in reproductive parameters of animal populations under toxic pollution of the environment. *Russian Journal of Ecology*, 29, 186–191.
- Bezel, V.S., Pozolotina, V.N., Bel'skii, E.A. & Zhuikova, T.V. 2001. Variation in population parameters: Adaption to toxic environmental factors. *Russian Journal of Ecology*, 32, 413–419.
- Bhaskar, P.V. & Bhosle, N.B. 2006. Bacterial extracellular polymeric substance (EPS): A carrier of heavy metals in the marine food-chain. *Environmental international*, 32, 191–198.
- Bocher, P., Caurant, F., Miramand, P., Cherel, Y., Bustamante, P. 2003. Influence of the diet on the bioaccumulation of heavy metals in small burrowing petrels from the Kerguelen Islands. *Polar Biology*, 26, 759–767.
- Bradl, H. (red.) 2005. *Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation*, vol. 6. Academic Press.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1991. Cadmium and lead in common terns (*Aves: Sterna hirundo*): relationship between levels in parents and eggs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 16, 253–258.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 2009. Comparison of arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury and selenium in feathers in bald eagle (*Haliaeetus leucocephalus*), and comparison with common eider (*Somateria mollissima*), glaucous-winged gull (*Larus glaucescens*), pigeon guillemot (*Cephus columba*), and tufted puffin (*Fratercula cirrhata*) from the Aleutian Chain of Alaska. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152, 357–367.
- Camargo, J.A. & Alonso, Á. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environmental international*, 32, 831–849.
- Christians, J.K. 2002. Avian egg size: variation within species and inflexibility within individuals. *Biological reviews*, 77, 1–26.
- Costantini, D. 2008. Oxidative stress in ecology and evolution: lessons from avian studies. *Ecology Letters*, 11, 1238–1251.
- Costantini, D. & Møller, A.P. 2008. Carotenoids are minor antioxidants for birds. *Functional Ecology*, 22, 367–370.

- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1993. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the West Palearctic. Flycatchers to Shrikes*, vol. 7. Oxford: Oxford University Press.
- Damiano, S., Papetti, P. & Menesatti, P. 2011. Accumulation of heavy metals to assess the health status of swordfish in a comparative analysis of Mediterranean and Atlantic areas. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1920–1925.
- Dauwe, T., Bervoets, L., Blust, R. Pinxten, R. & Eens, M. 2000. Can excrement and feathers of nestling songbirds be used as biomonitors for heavy metal pollution? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 541–546.
- Dauwe, T., Janssens, E., Bervoets, L., Blust, R. & Eens, M. 2005. Heavy-metal concentrations in female laying great tits (*Parus major*) and their clutches. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 49, 249–256.
- Derome, J. & Lindroos, A.J. 1998a. Copper and nickel mobility in podzolic forest soils subjected to heavy metal and sulphur deposition in Western Finland. *Chemosphere*, 36, 1131–1136.
- Derome, J. & Lindroos, A.J. 1998b. Effects of heavy metal contamination on macronutrient availability and acidification parameters in forest soil in the vicinity of the Harjavalta Cu-Ni smelter, SW Finland. *Environmental Pollution*, 99, 225–232.
- Dmowski, K. 1999. Birds as bioindicators of heavy metal pollution: review and examples concerning European species. *Acta Ornithologica*, 34, 1–25.
- Eeva, T., Ahola, M. & Lehikoinen, E. 2009a. Breeding performance of blue tits (*Cyanistes caeruleus*) and great tits (*Parus major*) in heavy metal polluted area. *Environmental Pollution*, 157, 3126–3131.
- Eeva, T., Bel'skii, E., Gilyazov, A.S. & Kozlov, M.V. 2012. Pollution impacts on bird population density and species diversity at four non-ferrous smelter sites. *Biological Conservation*, 150, 33–41.
- Eeva, T., Bel'skii, E. & Kuranov, B. 2006. Environmental pollution affects genetic diversity in wild bird populations. *Mutation Research*, 608, 8–15.
- Eeva, T., Hakkarainen, H. & Koivunen, V. 2002b. Population densities of forest birds in a heavy metal pollution gradient. *Avian Science*, 2, 227–236.
- Eeva, T., Holmström, H., Espín, S., Sánchez-Virosta, P. & Klemola, T. 2018. Leaves, berries and herbivorous larvae of bilberry *Vaccinium myrtillus* as sources of metals in food chains at a Cu-Ni smelter site. *Chemosphere*, 210, 859–866.

- Eeva, T. & Lehtikoinen, E. 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success of the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. *Oecologia*, 102, 312–323.
- Eeva, T. & Lehtikoinen, E. 1996. Growth and mortality of nestling great tits (*Parus major*) and pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in a heavy metal pollution gradient. *Oecologia*, 108, 631–639.
- Eeva, T. & Lehtikoinen, E. 2000. Recovery of breeding success in wild birds. *Nature*, 403, 851–852.
- Eeva, T. & Lehtikoinen, E. 2004. Rich calcium availability diminishes heavy metal toxicity in pied flycatcher. *Functional ecology*, 18, 548–553.
- Eeva, T. & Lehtikoinen, E. 2013. Density effect on great tit (*Parus major*) clutch size intensifies in a polluted environment. *Oecologia*, 173, 1661–1668.
- Eeva, T. & Lehtikoinen, E. 2015. Long-term recovery of clutch size and egg shell quality of the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in a metal polluted area. *Environmental Pollution*, 201, 26–33.
- Eeva, T., Lehtikoinen, E. & Pohjalainen, T. 1997a. Pollution-related variation in food supply and breeding success in two hole-nesting passerines. *Ecology*, 78, 1120–1131.
- Eeva, T., Lehtikoinen, E., Rönkä, M., Lummaa, V., & Currie, D. 2002a. Different responses to cold weather in two pied flycatcher populations. *Ecography*, 25, 705–713.
- Eeva, T., Lehtikoinen, E. & Sunell, C. 1997b. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) and great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. *Annales Zoologici Fennici*, 34, 61–71.
- Eeva, T., Rainio, K. & Suominen, O. 2010. Effects of pollution on land snail abundance, size and diversity as resources for pied flycatcher, *Ficedula hypoleuca*. *Science of the Total Environment*, 408, 4165–4169.
- Eeva, T., Ryömä, M. & Riihimäki, J. 2005. Pollution-related changes in diets of two insectivorous passerines. *Oecologia*, 145, 629–639.
- Eeva, T., Sillanpää, S. & Salminen, J.-P. 2009b. The effects of diet quality and quantity on plumage colour and growth of great tit *Parus major* nestlings: a food manipulation experiment along a pollution gradient. *Journal of Avian Biology*, 40, 491–499.
- Ercal, N., Gurer-Orhan, H. & Aykin-Burns, N. 2001. Toxic Metals and Oxidative Stress Part I: Mechanisms Involved in Metal-induced Oxidative Damage. *Current Topics in Medicinal Chemistry*, 1, 529–539.

- Erikstad, K. & Spidsø, T. 1982. The influence of weather on food intake, insect prey selection and feeding behaviour in willow grouse chicks in northern Norway. *Ornis Scandinavica*, 13, 176–182.
- Espín, S., Ruiz, S., Sánchez-Virosta, P. & Eeva, T. 2016. Effects of calcium supplementation on growth and biochemistry in two passerine species breeding in a Ca-poor and metal-polluted area. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 9809–9821.
- Fritsch, C., Jankowiak, Ł. & Wysocki, D. 2019. Exposure to Pb impairs breeding success and is associated with longer lifespan in urban European blackbirds. *Science Reports*, 9, 486.
- Fritze, H., Niini, S., Mikkola, K. & Mäkinen, A. 1989. Soil microbial effects of a Cu-Ni smelter in southwestern Finland. *Biology and Fertility Soils*, 8, 87–94.
- Furness, R.W. 1993. Birds as monitors of pollutants. I: Furness, R.W., Greenwood, J.D.D. (red.) *Birds as monitors of environmental change*. London: Chapman & Hall, 86–114.
- Gebhardt-Henrich, S. & Richner, H. 1998. Causes of Growth Variation and Its Consequences for Fitness. I: Starck, J. M. & Ricklefs, R. E. (red.) *Avian growth and development. Evolution in the altricial precocial spectrum*. Oxford: Oxford University Press, 324–338.
- Geens, A., Dauwe, T. & Eens, M. 2009. Does anthropogenic metal pollution affect carotenoid colouration, antioxidative capacity and physiological condition of great tit (*Parus major*)? *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part C 150, 155–163.
- Gochfeld, M., Belant, J.L., Shukla, T., Benson, T. & Burger, J. 1996. Heavy metals in laughing gulls: gender, age and tissue differences. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 2275–2283.
- Groffen, T., Lasters, R., Lopez-Antia, A., Prinsen, E., Bervoets, L. & Eens, M. 2019. Limited reproductive impairment in a passerine bird species exposed along a perfluoroalkyl acid (PFAA) pollution gradient. *Science of the Total Environment*, 652, 718–728.
- Helmisaari, H.-S. 1998. Raskasmetallien kuormittamia alueita. I: Mälkönen, E. (red.) *Ympäristönmuuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 691, 182–183.
- Hofer, C., Gallanger, F.J. & Holzapfel, C. 2010. Metal accumulation and performance of nestlings of passerine bird species at an urban brownfield site. *Environmental Pollution*, 158, 1207–1213.
- Honda, K., Marcovecchio, J.E., Kan, S., Tatsukawa, R. & Ogi, H. 1990. Metal concentrations in pelagic seabirds from the North Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 19, 704–711.
- Howe, H.F. 1978. Initial investment, clutch size and brood reduction in the common grackle (*Quiscalus quiscula* L.). *Ecology*, 59, 1109–1122.

- Hynninen, V. 1986. Monitoring of airborne metal pollution with moss bags near an industrial source at Harjavalta, southwest Finland. *Annales Botanici Fennici*, 23, 83–90.
- Janssens, E., Dauwe, T., Pinxten, R., Bervoets, L., Blust, R. & Eens, M. 2003a. Effects of heavy metal exposure on the condition and health of nestlings of the great tit (*Parus major*), a small songbird species. *Environmental Pollution*, 126, 267–274.
- Janssens, E., Dauwe, T., Pinxten, R. & Eens, M. 2003b. Breeding performance of great tits (*Parus major*) along a gradient of heavy metal pollution. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 1140–1145.
- Jasiulionis, M., Balčiauskas, L., Balčiauskienė, L. & Taraškevičius, R. 2018. Accumulation of chemical elements in yellow-necked mice under a colony of great cormorants. *Chemosphere*, 213, 156–163.
- Jussila, I. & Jormalainen, V. 1991: Raskasmetallien ja eräiden muiden ilman epäpuhtauksien leviäminen ympäristöön Porin–Harjavallan alueella vuonna 1990. SYKE sarja B 4: 1–58.
- Keller, L. & van Noordwijk, A.J. 1994. Effects of local environmental conditions on nestling growth in the great tit (*Parus major*). *Ardea*, 82, 349–362.
- Keller, W., Yan, N., Gunn, J. & Heneberry, J. 2007. Recovery of acidified lakes: lessons from Sudbury, Ontario, Canada. *Water, Air & Soil Pollution: Focus*, 7, 317–322.
- Kiikkilä, O. 2003. Heavy-metal pollution and remediation of forest soil around the Harjavalta Cu-Ni smelter, in SW Finland. *Silva Fennica*, 37, 399–415.
- Kirberger, M. & Yang, J.J. 2008. Structural differences between Pb²⁺- and Ca²⁺-binding sites in proteins: implications with respect to toxicity. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 102, 1901–1909.
- Koivula, M.J., Kanerva, M. & Salminen, J.-P. 2011. Metal pollution indirectly increases oxidative stress in great tit (*Parus major*) nestlings. *Environmental Research*, 111, 362–370.
- Koricheva, J. & Haukioja, E. 1995. Variations in chemical composition of birch foliage under air pollution stress and their consequences for *Eriocrania* miners. *Environmental Pollution*, 88, 41–50.
- Kozlov M., Zvereva, E.L. & Zverev, V. 2009. Impacts of point polluters on terrestrial biota. Dordrecht, Nederlanderna: Springer.
- Krone, O. 2018. Lead Poisoning in Birds of Prey. I: Sarasola J., Grande J. & Negro J. (red.) *Birds of Prey: Biology and Conservation in the XXI century*. Cham: Springer, 251–272.
- Kubin, E. 1990. A survey of element concentrations in the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in Finland in 1985–86. I: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (red.) *Acidification in Finland*. Berlin: Springer, 421–446.

- Kubin, E., Lippo, H. & Poikolainen, J. 2000. Heavy metal loading. I: Mälkönen E. (red.) *Forest Condition, in a Changing Environment – the Finnish Case*. Kluwer Academic Publishers, 60–71.
- Kurita, H., Sasaki, K., Muroga, H., Ueda, H. & Wakamatsu, S. 1984. Long-range transport of air pollution under light gradient wind conditions. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 24, 425–434.
- Laaksonen, T. 2004. Hatching asynchrony as a bet-hedging strategy – an offspring diversity hypothesis. *OIKOS*, 104, 616–620.
- Laaksovirta, K. & Silvola, J. 1975. Effect of air pollution by copper, sulphuric acid and fertilizer factories on plants at Harjavalta, W. Finland. *Annales Botanici Fennici*, 12, 81–88.
- Leonzio, C. & Massi, A. 1989. Metal biomonitoring in bird eggs: a critical experiment. *The Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 143, 402–406.
- Letcher, R.J., Bustnes, J.O., Dietz, R., Jenssen, B.M., Jørgensen, E.H., Sonne, C., Verrault, J., Vijayan, M.M. & Gabrielsen, G.W. 2010. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Science of the Total Environment*, 408, 2995–3043.
- Meadows, M. & Watmough, S.A. 2012. An assessment of long-term risks of metals in Sudbury: a critical loads approach. *Water, Air & Soil Pollution*, 223, 4343–4354.
- Mukhacheva, S.V., Davydova, Y.A. & Kshnyasev, I.A. 2010. Responses of small mammal community to environmental pollution by emissions from a copper smelter. *Russian Journal of Ecology*, 41, 513–518.
- Mälkönen, E., Derome, J., Fritze, H., Helmisaari, H.-S., Kukkola, M., Kytö, M., Saarsalmi, A. & Salemaa, M. 1999. Compensatory fertilization of Scots pine stands polluted by heavy metals. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55, 239–268.
- Møller, A. P., Biard, C., Blount, J. D., Houston, D. C., Ninni, P., Saino, N. & Surai, P. F. 2000. Carotenoid-dependent signals: Indicators of foraging efficiency, immunocompetence or detoxification ability? *Avian and Poultry Biology Reviews*, 11, 137–159.
- Nagajyoti, P.C., Lee, K.D. & Srekanth, T.V.M. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8, 199–216.
- Nam, D.-H., Anan, Y., Ikemoto, T., Kim, E.-Y. & Tanabe, S. 2005. Distribution of trace elements in subcellular fractions of three aquatic birds. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 750–756.
- Nieminen, T.M. 2005. Response of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) to a long-term Cu and Ni exposure. Doktorsavhandling, Helsingfors Universitet.
- Nikkinen, L. 2005. Karotenoidien vaikutus talitiaisen (*Parus major*) poikasten höyhenpuvun väritykseen ja menestymiseen saastuneessa ympäristössä. Pro gradu-avhandling, Åbo Universitet.

- Nilsson, J.-A. & Svensson, M. 1996. Sibling competition affects nestling growth strategies in marsh tits. *Journal of Animal Ecology*, 65, 825–836.
- Nowakowski, J.K. & Vähätalo, A.V. 2003. Is the great tit *Parus major* an irruptive migrant in north-east Europe? *Ardea*, 91, 231–243.
- Nyholm, N.E.I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatchers (aves) in the pollution gradient from a smelter. I: Donker, M.H., Eijsackers, H. & Heimbach, F. (red.) *Ecotoxicology of soil organisms*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 373–382.
- Nyholm, N.E.I. 1998. Influence of heavy metal exposure during different phases of the ontogeny on the development of Pied Fly catchers, *Ficedula hypoleuca*, in natural populations. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35, 632–637.
- Nyholm, N.E.I., Sawicka-Kapusta, K., Swiergosz, R. & Laczewska, B. 1995. Effects of environmental pollution on breeding populations of birds in southern Poland. *Water, Air & Soil Pollution*, 85, 829–834.
- O'Brien, E.L. & Dawson, R.D. 2016. Life-history and phenotypic traits of insectivorous songbirds breeding on reclaimed mine land reveal ecological constraints. *Science of the Total Environment*, 553, 450–457.
- O'Connor, R.J. 1979. Egg weights and brood reduction in the European swift (*Apus apus*). *The Condor*, 81, 133–145.
- Orell, M. 1983. Nestling growth in the Great tit *Parus major* and the Willow tit *P. montanus*. *Ornis Fennica*, 60, 65–82.
- Orlowski, G., Wuczynski, A. & Karg, J. 2015. Effect of brood age on nestling diet and prey composition in a hedgerow specialist bird, the barred warbler *Sylvia nisoria*. *PLOS ONE*, 10.
- Outridge, P.M. & Scheuhammer, A.M. 1993. Bioaccumulation and toxicology of nickel: implications for wild mammals and birds. *Environmental Reviews*, 1, 172–197.
- Pinto, E., Sigaud-Kutner, T.C.S., Leitão, M.A.S., Okamoto, O.S., Morse, D., Colepicolo, P. 2003. Heavy metal-induced oxidative stress in algae. *Journal of Phycology*, 39, 1008–1018.
- Pipoly, I., Bókony, V., Seress, G., Szabó, K. & Liker, A. 2013. Effects of extreme weather on reproductive success in a temperate-breeding songbird. *PLOS ONE*, 8.
- Poikolainen, J., Kubin, E., Piispanen, J. & Karhu, J. 2004. Atmospheric heavy metal deposition in Finland during 1985–2000 using mosses as bioindicators. *The Science of the Total Environment*, 318, 171–185.
- Prosi, F. 1981. Heavy Metals in Aquatic Organisms. I: *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Study Edition. Berlin, Heidelberg: Springer, 271–323.

- Reijnders, P. J. H. 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature (London)*, 324, 456–457.
- Reijnders, P. J. H., Aguilar, A. & Borrel, A. 2009. Pollution and marine mammals. I: Perrin, W.F., Würsig, B. & Thewissen, J. G. M. (red.) *Encyclopedia of Marine Mammals*, 2. uppl. San Diego: Academic Press, 890–898.
- Ricklefs, R.E. 1965. Brood reduction in the curve-billed thrasher. *The Condor*, 67, 505–510.
- Roberts, R.D. & Johnson, M.S. 1978. Dispersal of heavy metals from abandoned mine workings and their transference through terrestrial food chains. *Environmental Pollution Series A*, 16, 293–310.
- Ruuskanen, S., Espín, S., Sánchez-Virosta, P., Sarraude, T., Hsu, B.-Y., Pajunen, P., Costa, R. A., Eens, M., Hargitai, R., Török, J. & Eeva, T. 2019. Transgenerational endocrine disruption: Does elemental pollution affect egg or nestling thyroid hormone levels in a wild songbird? *Environmental Pollution*, 247, 725–735.
- Salemaa, M., Vanha-Majamaa, I. & Derome, J. 2001. Understorey vegetation along a heavy-metal pollution gradient in SW Finland. *Environmental Pollution*, 112, 251–263.
- Sánchez-Virosta, P. 2019. Effects of arsenic on nestling development, survival and physiology of passerines and the protective role of calcium. Doktorsavhandling. Åbo Universitet.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environmental Pollution*, 46, 263–295.
- Slagsvold, T., Sandvik, J., Rofstad, G., Lorentsen, Ö. & Husby, M. 1984. On the adaptive value of intraclutch eggsize variation in birds. *The Auk*, 101, 685–697.
- Southward Hogan, L., Marschall, E., Folt, C. & Stein, R.A. 2007. How non-native species in Lake Erie influence trophic transfer of mercury and lead to top predators. *Journal of Great Lakes Research*, 33, 46–61.
- Southwood, T.R.E. & Henderson, P.A. 2000. *Ecological Methods*, 3. uppl. Oxford: Blackweel Science Ltd.
- Spahn, S.A. & Sherry, T.W. 1999. Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in South Louisiana wetlands. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37, 377–384.
- IBM Corp. Released 2017. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 25.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Stearns, S.C. 1992. *The Evolution of Life Histories*. Oxford: Oxford University Press.

- Suomen ympäristökeskus (SYKE). 2019. Ilman epäpuhtauksien päästöt Suomessa. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Ilman_epapuhtauksien_paastot [2019-04-18]
- Swiergosz, R., Sawicka-Kapusta, K., Nyholm, N.E.I., Zwolinska, A. & Orkisz, A. 1998. Effects of environmental metal pollution on breeding populations of Pied and Collared Flycatchers in Niepolomice Forest, Southern Poland. *Environmental Pollution*, 102, 213–220.
- Tenow, O. & Larsson, S. 1987. Consumption by needle-eating insects on scots pine in relation to season and stand age. *Holarctic Ecology*, 10, 249–260.
- Tyler, G. 1984. The impact of heavy metal pollution on forests: a case study of Gusum, Sweden. *Ambio*, 13, 18–24.
- Tyler, G., Balsberg Pahlsson, M., Bengtsson, G., Bååth, E. & Tranvik, L. 1989. Heavy-metal ecology of terrestrial plant, microorganisms and invertebrates. *Water, Air & Soil Pollution*, 47, 189–215.
- Ulfstrand, S., Alatalo, R.V., Carlson, A. & Lundberg, A. 1981. Habitat distribution and body size of the great tit (*Parus major*). *Ibis*, 123, 494–499.
- Valko, M., Morris, H. & Cronin, M.T.D. 2005. Metals, toxicity and oxidative stress. *Current Medicinal Chemistry*, 12, 1161–1208.
- von Engelhardt, N. & Groothuis, T.G.G. 2011. Maternal hormones in Avian eggs. I: Hormones and Reproduction of Vertebrates, Volume 4 – Birds. Amsterdam, Nederlanderna: Elsevier, 91–127.
- Zakrzewski, S.F. 2002a. Review of pharmacologic concepts (kapitel 4). I: *Environmental Toxicology*. New York, USA: Oxford University Press, 61–70.
- Zakrzewski, S.F. 2002b. Factors that influence toxicity (kapitel 2). I: *Environmental Toxicology*. New York, USA: Oxford University Press, 19–38.
- Zverev, V.E. 2009. Mortality and recruitment of mountain birch (*Betula pubescens* ssp *czerepanovii*) in the impact zone of a copper-nickel smelter in the period of significant reduction of emissions: the results of 15-year monitoring. *Russian Journal of Ecology*, 40, 254–260.
- Wania, F. & Mackay, D. 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environmental Science & Technology*, 30, 390A–396A.