





## **Forord**

Denne oppgaven markerer slutten på min mastergrad i naturforvaltning ved NMBU. Jeg håper de som leser oppgaven min blir like interessert i dette temaet som jeg er. Jeg skylder en stor takk til mine veiledere ved Institutt for naturforvaltning, Anne Sverdrup-Thygeson og Kari Klanderud for å ha loset meg gjennom denne prosessen med godt humør og grundige tilbakemeldinger. Valget av veiledere var et godt valg. Jeg vil også takke Bård Øyvind Bredesen og Kjell Isaksen ved Bymiljøetaten, Oslo kommune for å ha sluppet meg løs på dette prosjektet, samt for nyttige innspill til oppgaven. Jeg setter også stor pris på bidragene fra medstudenter, familie og andre.

Ås, 12. mai 2014

---

Håvard Hageberg

## Abstract

Green areas in cities are important for ecosystem services like flood control, noise reduction, air filtering and public health. Green lungs are currently under pressure from housing development, but also from impacts from adjacent housing areas. These impacts are among other things illegal logging, dumping of trash and garden waste, trampling and introductions of alien species. In this paper I have examined cases of alien plant species, the magnitude of garden waste and illegal logging. Also how these encroachments vary according to slope, exposition and adjacent housing types. Cases of encroachment were registered within transects in the transition zone between private gardens and municipal recreation areas in selected areas in Oslo and Bærum municipalities. In total 92 waste dumps, 36 tree stumps and two observations of alien plant species were found. The encroachment is extensive, and could constitute a threat to the ecosystem services and biodiversity of the study area. Garden waste and tree stumps were found on average 31,7 meters from the closest residence. Data were not collected for the study area in general, therefore it is impossible to detect over representation in steepness, exposition and housing. Most stumps were registered exposed towards west. The waste dumps were significantly bigger in steep slopes, and more dumps were found in steep slopes. For 57 % of the cases of encroachment the nearest house is a single-family detached home. The extent of alien plant invasions is presently limited in the forested edges, but the risk of these species establishing in the future is large. Both because of the large amounts of garden waste being dumped in the study area but also because of illegal logging. This can open the canopy and let in light which improves the conditions for light-demanding alien species. The potential of buffer zones should be investigated. Based on the findings in this study I recommend measures such as informing residents and local interest groups and performing maintenance on the fences along the property boundaries.

## Sammendrag

Grøntområder i byer og tettsteder er viktige for økosystemtjenester som håndtering av overvann, støyreduksjon, bedring av luftkvalitet og folkehelse. De grønne lungene er i dag under et stort press fra utbygging, men også fra påvirkning fra tilgrensende boligområder. Denne påvirkningen skjer i form av blant annet ulovlig hogst, dumping av søppel og avfall, slitasje og introduksjon av fremmede arter. Denne oppgaven har hatt som mål å undersøke forekomstene av fremmede plantearter, utbredelsen av dumping av hageavfall og hogst av trær, og hvordan disse inngrepene varierer i forhold til helning, eksposisjon og tilgrensende bebyggelse. Inngrepene ble registrert i transekter i kantsonen mellom private hager og kommunale friområder i utvalgte områder i Oslo og Bærum kommuner. Det ble registrert 92 avfallshauger, 36 felte trær og to forekomster av fremmede arter. Inngrepene er av et stort omfang, og kan utgjøre en trussel mot økosystemtjenester og biologisk mangfold i studieområdet. Avfallshauger og felte trær ble funnet i gjennomsnitt 31,7 meter fra nærmeste bolig. Data ble ikke hentet inn for studieområdet generelt, derfor er det umulig å vite om kategorier er overrepresentert. Størst antall felte trær ble registrert eksponert mot vest, men resultatet er ikke testet. Avfallshaugene er signifikant større, og flere i bratt terreng. For 57 % av inngrepene er det nærmeste boligbygget en enebolig. Avstanden fra inngrepene til det nærmeste boligbygget viser ikke signifikant variasjon mellom ulike typer boliger. Utbredelsen av fremmede plantearter inne i skogkantene er begrenset i dag, men risikoen er stor for etablering i framtida. Både på grunn av de store mengdene hageavfall som dumpes, men også på grunn av ulovlig hogst av trær, som slipper inn lys og bedrer forholdene for lyskrevende fremmede arter. Buffersoner som tiltak bør utredes videre. Basert på funnene anbefales tiltak som informasjon til beboere og velforeninger, vedlikehold av gjerder langs eiendomsgrensene, og en undersøkelse av viljen til å levere hageavfall ved mottak.

## Innholdsfortegnelse

Abstract .....	II
Sammendrag.....	III
Innledning .....	1
Problemstillinger og hypoteser .....	3
Metode .....	5
Studieområde .....	5
Datainnsamling .....	7
Statistikk.....	9
Resultater .....	10
Eksposisjon .....	11
Helningsgrad .....	13
Bebyggelse .....	15
Diskusjon .....	16
Ulovlig hogst.....	16
Hageavfall .....	17
Fremmede arter .....	17
Forslag til forvaltningstiltak.....	18
Litteratur.....	21

## Innledning

Grøntområder i byer og tettsteder er viktige for økosystemtjenester som håndtering av overvann, støyreduksjon og bedring av luftkvalitet (Bolund & Hunhammar 1999). De er også viktige for rekreasjon og har en positiv effekt på folkehelse (Kaplan 1995; Tzoulas et al. 2007). Faktisk kan artsrikhet i urbane grønntområder knyttes til økt psykisk velvære, noe som tyder på at naturen er viktig også for urbane mennesker (Fuller et al. 2007). I Europa ble grønntområder tatt inn som et viktig element i byplanleggingen på slutten av 1800-tallet, med bakgrunn i et ønske om å forbedre helsetilstanden i befolkningen, og spesielt redusere epidemier (Thorén 2010).

I denne oppgaven undersøker jeg inngrep i grønntområder som grenser til private hager, med fokus på dumping av hageavfall og ulovlig hogst av trær i Oslo og Bærum. I Oslo ble parkvesenet opprettet i 1916. I deres generalplan fra 1934 var det et mål at parkene skulle utgjøre såkalte „parkårer“ som forbandt parker og friområder med Nordmarka og Østmarka (Eike 2006). På 1990-tallet fikk arealpolitikken et nytt overordnet mål, med bakgrunn i at uttrykket „bærekraftig utvikling“ gjorde sitt inntog i politikken. Fortetting innenfor eksisterende tettstedsgrænse ble det nye målet (Thorén 2010). Det finnes anbefalinger for hvordan fortetting bør foregå for å bevare biologisk mangfold, med prinsipper som ikke å bryte trekkveier for dyr, bevare sammenhengende grønntarealer med velutviklet tresjikt, vann og biotopmangfold (Guttu & Thorén 1996). Likevel har fortettingen vist seg å sette press på de grønne lungene. I perioden 1999-2004 ble 12,4 prosent av de grønne arealene i og ved de største byene i Norge utbygd (Engelien et al. 2005).

Nedbygging er ikke den eneste formen for menneskelig påvirkning. Grønntområdene påvirkes også av tråkk og slitasje (Malmivaara-Lämsä & Fritze 2003), fjerning av vegetasjon, forsøpling og deponering av hageavfall (Matlack 1993; McWilliam et al. 2010). Et naturområde påvirkes også av kanteffekter, som er definert som forskjeller mellom kantsonen og skogens indre i blant annet mikroklima og artssammensetning som et resultat av at to forskjellige økosystemer grenser mot hverandre (Murcia 1995). Kanteffektens omfang og styrke varierer med blant annet vegetasjonsstruktur, eksposisjon og artssammensetning (Murcia 1995).

Forsøpling og skade på vegetasjonen gjør at opplevelsen av å gå i et naturområde blir negativt påvirket (Lynn & Brown 2003). Ulovlig hogst av trær kan true naturmangfold og føre til en fragmen-

tering av habitat og turområder. Dumping av hageavfall øker pH og organisk materiale i jorda (Rusterholz et al. 2012), og kan også gi et utiltalende landskapsbilde. Slike komposthauger kan være habitat for blant annet fremmede insektarter (Ødegaard & Tømmerås 2000), men dumping av hageavfall innebærer også stor risiko for spredning av fremmede plantearter (Rusterholz et al. 2012). Disse kan endre strukturen på naturtyper og utkonkurrere stedegen vegetasjon og medfører ofte store økonomiske konsekvenser i forbindelse med bekjemping (Gederaas et al. 2012). Fremmede arter regnes som en av de største truslene mot biologisk mangfold både globalt (Soulé 1990) og i Norge (Gederaas et al. 2012). Forvillede hageplanter representerer 40 % av alle fremmede plantearter i norsk natur (Fremstad et al. 2005), og hager og hageavfall må derfor regnes som en betydelig spredningskilde. Ifølge „Tverrsektoriell nasjonal strategi og tiltak mot fremmede skadelige arter“ fra 2007 er det et nasjonalt mål at fremmede arter ikke skal skade stedegent biologisk mangfold. Samlet kan de nevnte inngrepene føre til lokalt tap av verdifulle økosystemtjenester, som habitat for biologisk mangfold og rekreasjonsmuligheter.

En slik negativ effekt på økosystemtjenestene er i strid med formålet med bevaringen av grøntområdene i byen, som kan være regulert i kommunens arealplan til friluftsliv- eller naturvernformål. Oslo er en by med stort utbyggingspress. Bymiljøetaten har ikke ressurser til å overvåke inngrep i alle byens naturområder, men vet at det er ganske utbredt (Bård Bredesen & Kjell Isaksen, Bymiljøetaten pers. medd.). Det er en rekke kjente tilfeller hvor huseiere har hugget trær på kommunal grunn for å få sollys eller utsikt. Det er forbudt å kaste hageavfall i naturen etter forurensingsloven § 28 og naturmangfoldloven § 28. Både Oslo og Bærum kommuner ser på dumping av hageavfall på kommunens friområder som et problem. I begge kommuner oppfordres folk til å levere hageavfall på kommunale mottak, og tilbyr gratis levering av hageavfall. Oslofjordområdet har også unike naturverdier nasjonalt og internasjonalt, blant annet på grunn av kalkrik berggrunn og mildt klima. Det er kartlagt 1050 naturtypeområder etter DN-håndboka i byggesonen i Oslo. Data fra Artsdatabanken viser at Oslo er den kommunen i Norge med flest påviste arter. Oslo har også flest påviste arter som er oppført på den nasjonale rødlisten, nesten dobbelt så mange som nummer to (Kjell Isaksen pers. medd.).

Etablering av buffersoner rundt arealer med store naturverdier har blitt diskutert som et tiltak for å sikre at spesielle verdier blir godt nok beskyttet. En kanadisk studie viste at en buffer må være minst 50 meter bred for å forhindre negativ påvirkning fra boligområder på naturen de ønsket å beskytte (McWilliam et al. 2010). En studie fra USA fant at 95 % av menneskelig påvirkning fra rekreasjon



og diverse avfall i skoger i forsteder foregikk innenfor en kantsone på 82 meter (Matlack 1993). Dette kan være avhengig av faktorer som topografi, infrastruktur og type bebyggelse. Veldig bratt terreng vil sannsynligvis begrense ferdselen inn i området, og dermed også begrense den menneskelige påvirkningen. På samme måte vil antall mennesker som driver aktivitet i hage og omkringliggende naturområder påvirkes av om husene er eneboliger, rekkehus eller blokker. Eneboliger vil også ha mer hageareal per person enn en blokk. Kantenes eksposisjon kan for eksempel påvirke hvilke planter som etablerer seg. Brothers og Spingarn (1992) fant at nordlige og østlige skogkanter i Indiana i USA hadde færre etablerte fremmede plantearter, antagelig på grunn av mindre tilgjengelig lys.

I denne oppgaven vil jeg undersøke forekomstene av fremmede arter, utbredelsen av dumping av hageavfall og hogst av trær langs Lysakerelva og i Husebyskogen, og hvordan disse inngrepene varierer i forhold til helning, eksposisjon og tilgrensende bebyggelse. Til slutt vil jeg gi anbefalinger til hvordan naturverdiene i studieområdet kan beskyttes.

## **Problemstillinger og hypoteser**

For å være i stand til å vurdere truslene mot studieområdet trengs informasjon om hvordan inngrepene er fordelt i terrenget, og hvilke faktorer i et område som gjør det mer utsatt for inngrep enn andre områder. Utgangspunktet for oppgaven har vært følgende spørsmål, med tilhørende hypoteser:

1. Er omfanget av inngrep i grøntområder i by avhengig av områdets topografi?

Helningsgrad har vært undersøkt da områdene langs Lysakerelva stedvis er veldig bratte. Dette har så vidt jeg vet ikke vært inkludert i tidligere studier, men vil antagelig påvirke ferdselen i området. Skråninger er også kjent som praktiske steder å bli kvitt hageavfall. Med bakgrunn i antagelsen om at trær hogges fordi de skygger for sola vil i tillegg trær bli hugd lenger inn i naturområdene i områder med mindre helning, fordi de vil kaste lenger skygge. Eksposisjon er også registrert med bakgrunn i antagelsen om at trær ofte hogges fordi de skygger for sola. Flere trær forventes derfor hogd mot sør og vest, i tillegg til at de er hogd lenger unna hus i denne retningen. Jeg fremsetter følgende hypoteser:

- 1.1. Omfanget av ulovlig hogst er større i vest- og sørvendte skråninger enn i nord- og østvendte
- 1.2. Omfanget av ulovlig hogst er større i områder med liten helning
- 1.3. Avfallshaugene er større og flere i bratte skråninger

2. Er påvirkning på naturområder i byen avhengig av hvilken type bebyggelse områdene grenser mot?

Sannsynligvis bedriver flere mennesker aktiviteter ute i hagen og naturen rundt hus med flere beboere. Det er derfor sannsynlig at det er flere inngrep, og at disse strekker seg lenger inn i naturområdene. Hypotese:

2.1. Inngrepene tilknyttet eneboliger er av et mindre omfang enn de tilknyttet tomannsboliger og rekkehus.

3. Kan utbredelsen av fremmede arter knyttes til hageavfall?

Jeg ønsker å undersøke om avfallshauger faktisk er den viktigste spredningsvektoren for fremmede arter, eller om de fremmede artene fordeler seg etter andre mønstre. Hypotese:

3.1. Forekomster av fremmede arter finnes i umiddelbar tilknytning til hageavfallshauger.

## Metode

### Studieområde

Studieområdet er valgt ut på bakgrunn av at det grenser til boligområder med hageareal, hvor det er forventet å finne inngrep som spredning av hageavfall og felte trær. I tillegg er områder valgt ut som er eksponert mot både nord, sør, øst og vest. Partier som grenser til blokkbebyggelse, parker eller veier er ikke undersøkt. Det utvalgte studieområdet ligger langs Lysakerelva i Oslo og Bærum kommuner, og i Husebyskogen i Oslo (Figur 1).



Figur 1: Studieområdet, markert med blå rektangler. Lysakerelva til venstre, Husebyskogen til høyre

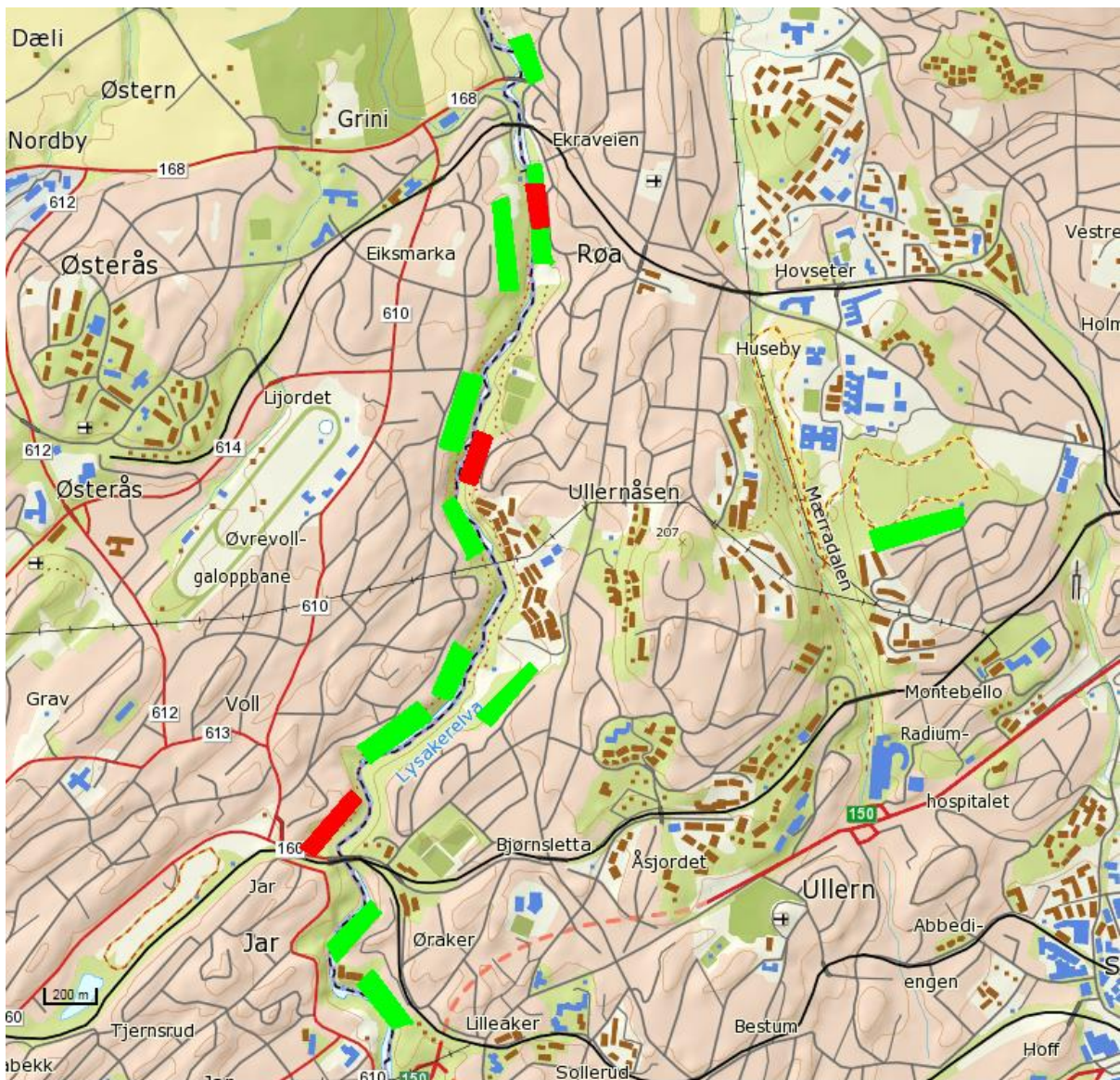
Lysakerelva renner ut i Oslofjorden fra Bogstadvannet 144 m.o.h., koordinatene er 10.63 Øst 59.919 Nord - 10.633 Øst-59.954 Nord. Vegetasjonsbeltet mellom elva og bebyggelsen varierer fra 20 til 150 meter i bredde, og representerer en grøntkorridor mellom fjorden og marka. Området ble naturtypekartlagt etter DN-håndbok 13 (1999) av Siste Sjanse i 2006 (Blindheim & Friis). Ifølge denne kartleggingen er de dominerende naturtypene rik edelløvskog, gammel lauvskog, rik blandingskog i lavlandet og viktige bekkedrag. Området fremstår som en stor bekkekløft, med bratte dalsider og bergvegger. Det er kartlagt fem truede vegetasjonstyper i henhold til Fremstad og Moen (2001): kalkskog, alm-lindskog, or-askeskog, lavurteng og rikstarrsump. Det er registrert 27

rødlistede arter i området, med et stort potensiale for å finne flere. Disse fordeler seg på organismegruppene karplanter (2 arter), moser (8 arter), sopp (13 arter), insekter (3 arter) og fugler (1 art). Sopp og moser er knyttet til en stor variasjon i nisjer som rike bergvegger og gamle trær (Blindheim & Friis 2006). Området er unikt med tanke på at det er et såpass stort område med intakt vegetasjon i landets tettstede befolkede område. De kartlagte naturtypeområdene i området er i hovedsak av nasjonal og regional verdi. I rapporten Unike skoger i Norge – Forslag til vern vurderer Naturvernforbundet Lysakerelva til å være av nasjonal verdi for bevaring av biologisk mangfold (Holtan 2006). Naturtypeområdene langs Lysakerelva ble kartlagt av Biofokus i 2010, men denne rapporten var ikke tilgjengelig under skrivingen. Vestsiden av elva som ligger i Bærum kommune er regulert som friområde i kommuneplanens arealdel, tilsvarende er områdene i Oslo regulert til friområde-park eller friområde-turvei.

Den delen av Husebyskogen som er undersøkt ligger i sør mellom tursti og boliger. Dette området ble inkludert for å sørge for et supplement av områder med nordlig eksposisjon. Studieområdet inneholder et mindre areal med rik sumpskog (Naturbase). Området er regulert som friområde-park i kommuneplanens arealdel. Koordinatene for dette delområdet er 10.662 øst, 59.939 nord.

Studieområdet kan deles inn i 11 forskjellige delområder, hvor et delområde er et sammenhengende undersøkt område (Figur 2). Områder er utelatt hvor naturområdet grenser mot vei eller garasjer og blokker som ikke har hage, eller det er for bratt for å gjennomføre undersøkelser.





Figur 2: Delområdene innenfor studieområdet. Grønne rektangler er delområder som er undersøkt, røde rektangler er områder som ble valgt ut, men ikke er undersøkt fordi de er for bratte. Øvrige områder langs Lysakerelva svarte ikke til utvalgsriteriene i studiet.

## Datainnsamling

Feltarbeidet ble gjennomført i perioden 1.7-12.7 2013. Alle områdene er undersøkt på samme måte. Undersøkelsene er gjort i transekter langs grensesonen mellom private hager og skogen, i stor grad inne i skogen. Noen steder er terrenget for vanskelig for å komme fram, disse områdene er derfor utelatt (markert med rødt i Figur 2). Ved hver observasjon ble GPS-koordinatene registrert med en håndholdt GPS av typen Garmin 60CSx.

Observasjoner er delt inn i tre typer: Fremmede arter, hageavfall og felte trær. Eksposisjon og helningsgrad er målt ved hver enkelt observasjon. For hageavfall er i tillegg størrelse på haugene

registrert. Helningsgrad er målt med et klinometer hvor 0 grader er horisontalt og 100 grader er vertikalt. I analysene er helningsgrad delt inn i tre klasser: slak 0-20 grader, middels 21-40 grader og bratt 41-70 grader. Eksposisjon er registrert med kompasskursen i punktet i retningen terrenget skråner. Eksposisjon er delt inn i to klasser i analysene, hvor kompasskurs 112,5-292,5, sørøst til vest, representerer siden som får mest solinnstråling i løpet av en dag. Kompasskurs 292,5-112,5, nordvest til øst, representerer den siden som har minst solinnstråling i løpet av en dag. For å finne størrelse på avfallshaugene ble lengde og bredde målt på de første avfallshaugene med målebånd, deretter ble resten vurdert med øyemål. Avfallshauger inntil 15 m<sup>2</sup> regnes som små, mens hauger over 15 m<sup>2</sup> regnes som store.

Siden det er et stort antall fremmede arter i Norge, ble forekomster av fremmede arter registrert i studieområdet i Artskart (artskart.artsdatabanken.no) brukt som utgangspunkt for en liste av arter som skulle ettersøkes. Følgende arter ble ettersøkt langs de samme transektene som hageavfall og felte trær i studieområdet: kjempebjørnekjeks (*Heracleum mantegazzianum*), kanadagullris (*Solidago canadensis*), fagerfredløs (*Lysimachia punctata*), mongolspringfrø (*Impatiens parviflora*), hagelupin (*Lupinus polyphyllus*), tromsøpalme (*Heracleum persicum*), kjempespringfrø (*Impatiens glandulifera*), parkslirekne (*Fallopia japonica*).

Hageavfall ble definert som planterester, gress og greiner. Materialer og søppel er utelatt. Stubber som ikke er tydelig hogd med motorsag eller øks er utelatt. Også stubber som er råtne og tydelig nedbrutt så veden er myk ikke registrert, fordi det er vanskelig å se om de er hogd eller har falt naturlig. Det er søknadsplikt til kommunen for felling av trær på privat eller kommunal grunn der bevaring av vegetasjon er en del av reguleringsbestemmelsene. Det ligger ikke inne noen slike søknader for studieområdet i de to kommunenes saksinnsynstjenester for plan- og byggesaker. Disse tjenestene går for øvrig ikke lenger enn omtrent 10 år tilbake (Bærum kommune ; Oslo kommune Plan- og bygningsetaten). Felling av trær på kommunal grunn uten spesielle bestemmelser om bevaring av vegetasjon kan være godkjent av kommunen uten at det er registrert i saksinnsyn.

QGIS (QGIS Development Team 2013) er brukt til å presentere resultatene på kart og for å finne avstand fra observasjoner til bygninger. Verktøyet Avstandsmatrise er brukt for å kalkulere avstand fra registrerte inngrep til nærmeste bygg og byggtipe for dette bygget. For å koble inngrep sammen med tilgrensende boliger er garasjer og telekommunikasjonsbygg fjernet fra datasettet. Punktdata for bygg og eiendom er hentet fra Matrikkelen gjennom Norge Digitalt. Omfanget av inngrepene er i denne oppgaven definert som antall inngrep og avstand (m) til nærmeste bolig.

## Statistikk

Bygningstyper er slått sammen som angitt i Tabell 1. Dette for å få flere observasjoner i hver klasse, siden noen byggtyper kun har en eller få observasjoner. Rekkehus, kjedehus, småhus og barnehage er slått sammen da alle disse innebærer flere personer som bruker området rundt ett hus. Fremmede arter er utelatt fra statistiske analyser, med kun to observasjoner.

*Tabell 1: Bygningstyper er slått sammen fra åtte kategorier til tre. Bygningstypene er hentet fra Kartverkets siste instruks for Matrikkelen (Matrikkel og stedsnavnavdelingen).*

Byggkode	Byggtype	Sammenslått
111	Enebolig	Enebolig
112	Enebolig med sokkelleilighet	
121	Tomannsbolig vertikaldelt	Tomannsbolig
122	Tomannsbolig horisontaldelt	
131	Rekkehus	Rekkehus
133	Kjedehus	
136	Småhus med 3 eller flere enheter	
612	Barnehage	

Shapiro-Wilk-tester viste at dataene ikke var normalfordelte, derfor ble ikke-parametriske tester brukt. For å vekte antall felte trær mot areal skog er omtrentlig skogkledt areal i hver enkelt av delområdene målt utfra flyfoto, og antall felte trær innenfor området delt på arealet skog. Hvert delområde har i tillegg fått tildelt eksposisjonsklasse N eller S basert på gjennomsnittet av eksposisjonen til stubbene registrert innenfor området. For å teste om eksposisjon har effekt på antall felte trær er Wilcoxon test brukt, med eksposisjonsklasse (N = 292,5-112,5 grader, S = 112,5-292,5 grader) som prediktor og antall felte trær per dekar skog som responsvariabel. For å teste om eksposisjon har effekt på avstanden fra et felt tre til nærmeste bygg har jeg brukt Wilcoxon test, med eksposisjonsklasse (N = 292,5-112,5 grader, S = 112,5-292,5 grader) som prediktor og avstand fra et felt tre til nærmeste boligbygg som responsvariabel. Videre har jeg brukt Kruskal Wallis test, med eksposisjonsklasse (N = 315-45 grader, Ø = 45-135 grader, S = 135-225 grader, V = 225-315 grader) som prediktor og avstand fra et felt tre til nærmeste bygg som responsvariabel.

For å teste om det er en sammenheng mellom helningsgrad og avstand fra inngrep til nærmeste bygg er Spearman rank korrelasjon brukt med helningsgrad som prediktor og avstand fra inngrep til

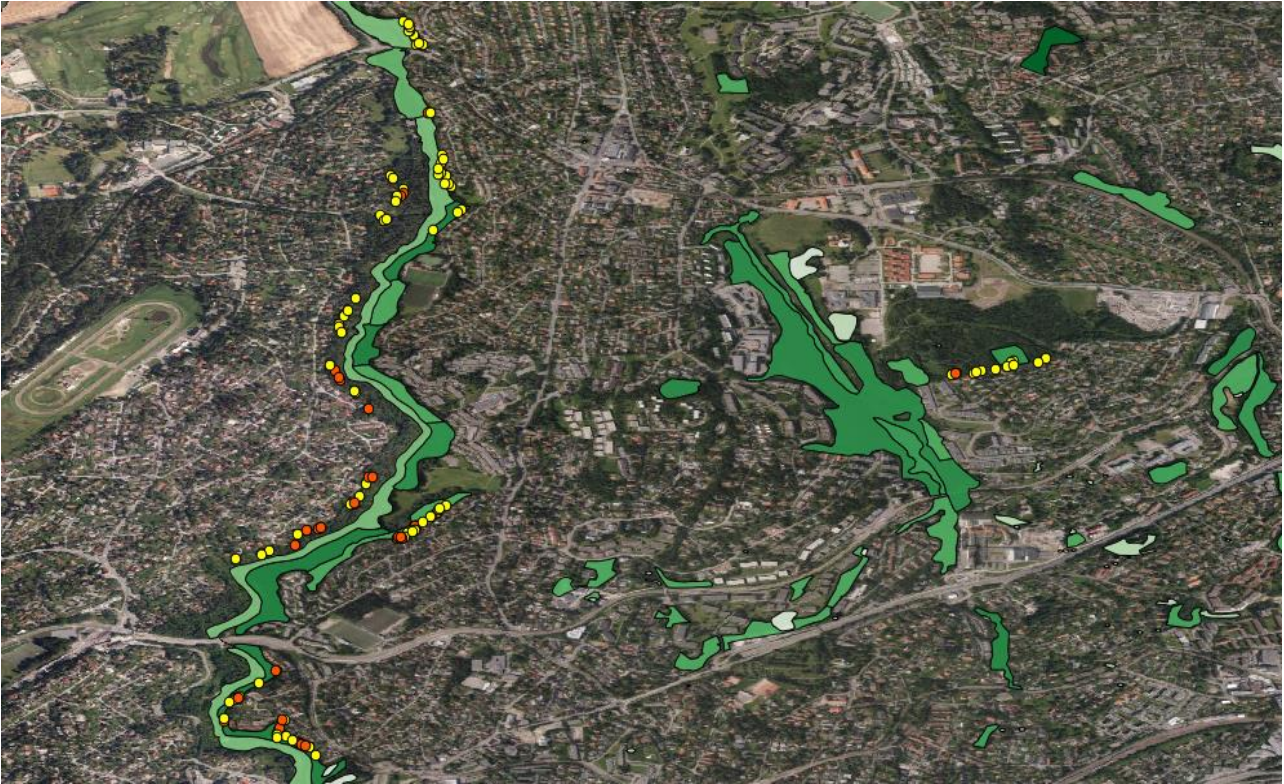
nærmeste bygg som responsvariabel. For å teste effekten av helningsgrad på størrelsen av avfallshaugene er Spearman rank korrelasjon brukt, med helningsgrad som prediktor og størrelse på avfallshaugene som responsvariabel. For å teste om byggtipe har effekt på avstand til inngrep er Kruskal Wallis test brukt, med byggtipe (enebolig,tomannsbolig,rekkehus) som prediktor og avstand fra et inngrep (hageavfall eller stubbe) til nærmeste bygg som responsvariabel.

Helningsgrad (slak,middels,bratt), eksposisjonsklasse (n,ø,s,v) og byggtipe (enebolig,tomannsbolig,rekkehus) er ikke brukt som prediktor med antall felte trær som respons, da det å dele inn data i 11 delområder ville føre til en grov forenkling. Registreringene av disse variablene er knyttet til hvert enkelt inngrep, og gir ikke informasjon om hvordan boliger, helning og eksposisjon fordeler seg totalt sett i studieområdet. Derfor er avstand fra inngrep til nærmeste bolig brukt som indikator på omfanget av inngrepene. Statistiske tester er gjort med bruk av programvaren R versjon 2.15.2 (R Core Team 2012).

## Resultater

Totalt ble det registrert 92 avfallshauger, 36 felte trær og to forekomster av fremmede arter i studieområdet (Figur 3). De eneste registrerte forekomstene av fremmede arter var én lokalitet av hver av artene mongolspringfrø og fagerfredløs. Avstand fra et felt tre til nærmeste boligbygg var 15-51 meter (gjennomsnittlig 33,7 m), avstand fra hageavfall til nærmeste boligbygg var 16-51 meter (gjennomsnittlig 31,7 m). Størrelse på avfallshaugene var 1-50 m<sup>2</sup> (gjennomsnittlig 12 m<sup>2</sup>). Arealet av avfallshaugene utgjorde til sammen 1099 m<sup>2</sup>.

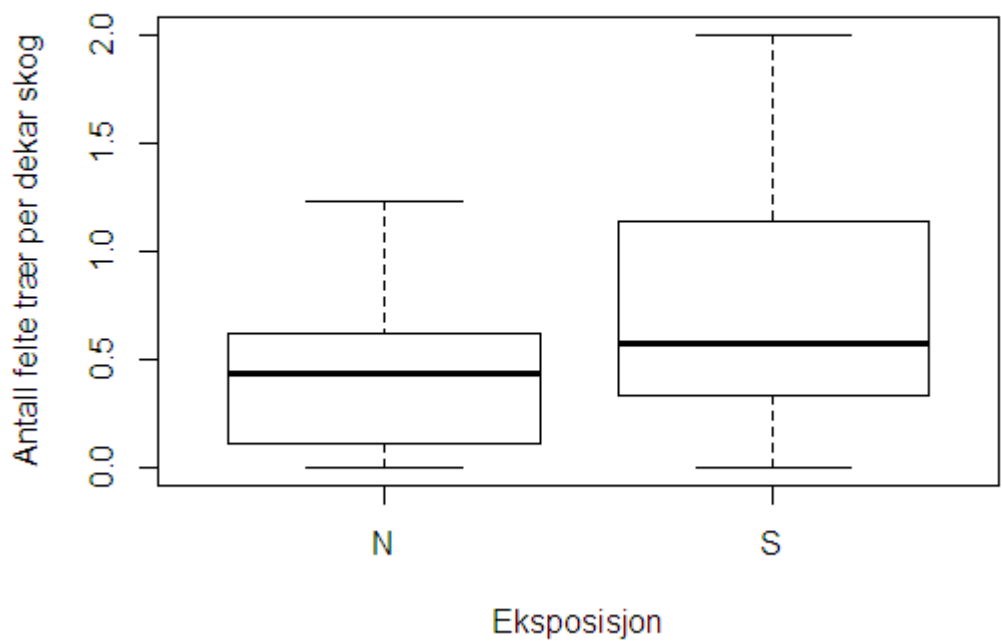




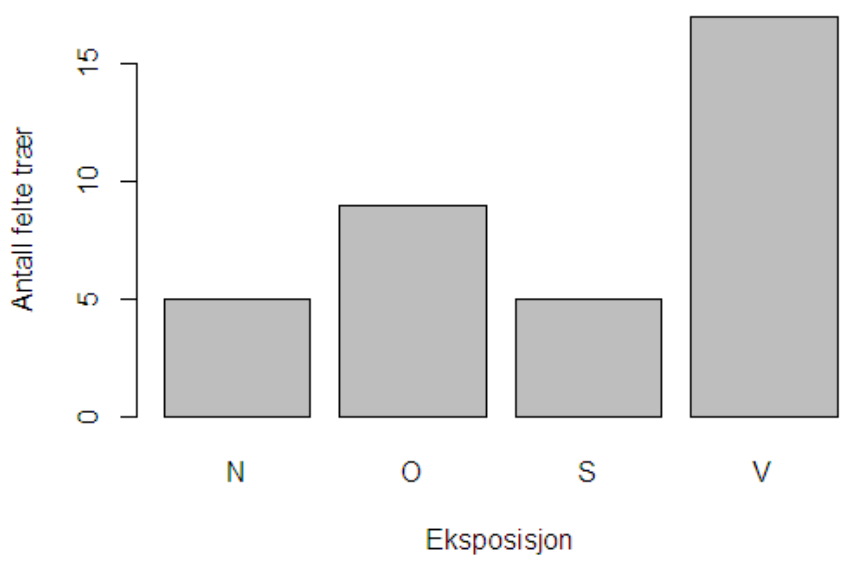
Figur 3: Registrerte punkter. Gule punkter er avfallshauger, røde punkter er felte trær. Grønne områder markerer naturtyper kartlagt etter håndbok for kartlegging av naturtyper (Direktoratet for Naturforvaltning 2007).

## Eksposisjon

Om områdene var eksponert for sol hadde ingen signifikant effekt på antall felte trær per dekar skog (Wilcoxon test,  $W = 13,4$ ,  $p = 0,566$ ) (Figur 4), eller avstand fra felte trær til nærmeste bolig (Wilcoxon test,  $W = 172$ ,  $p = 0,717$ ). Eksposisjon inndelt i fire klasser (øst, vest, nord, sør) viste ingen signifikant sammenheng med avstand fra felte trær til nærmeste bygg (Kruskal-Wallis test,  $kji-2 = 5.064$ ,  $df = 3$ ,  $p\text{-verdi} = 0,167$ ). Fordelt på disse klassene er flest trær felt på steder eksponert mot vest, selv om dette ikke er testet (Figur 5).



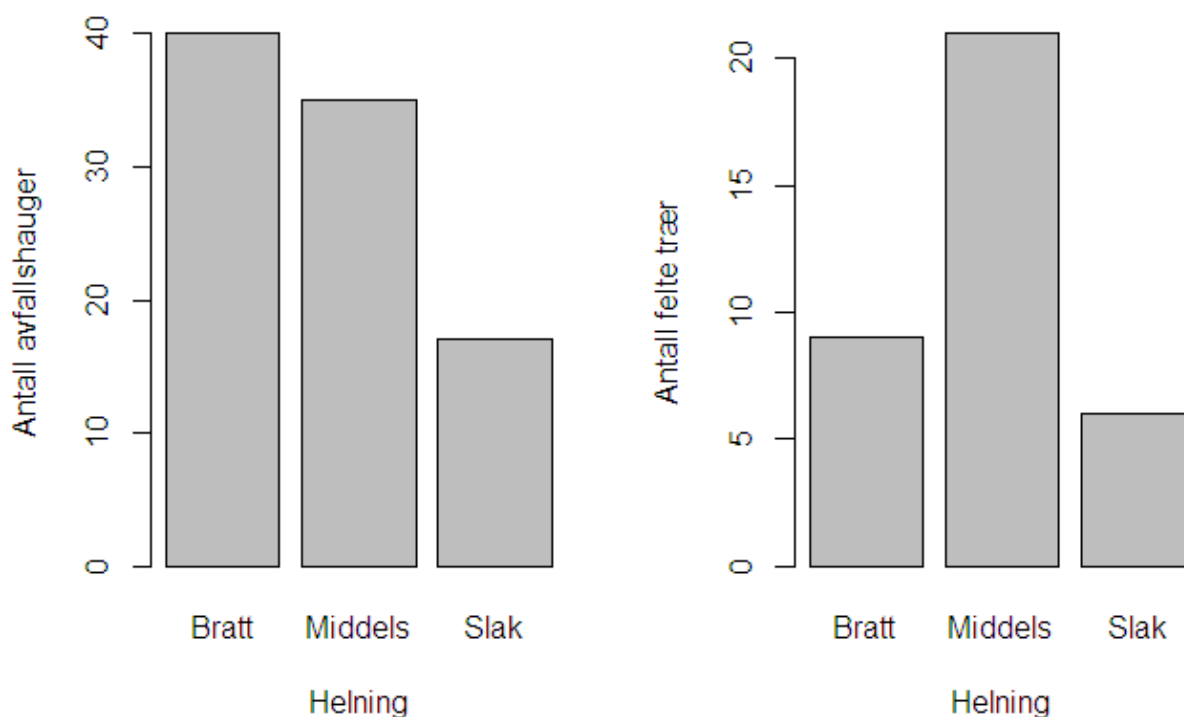
Figur 4: Antall felte trær per dekar skog i delområder eksponert mot skyggesida (N = kompasskurs 292,5-112,5) og solsida (S = kompasskurs 112,5-292,5). Forskjellen er ikke signifikant.



Figur 5: Antall felte trær i områder eksponert mot fire forskjellige retninger N=Nord, O=Øst, S=Sør, V=Vest.

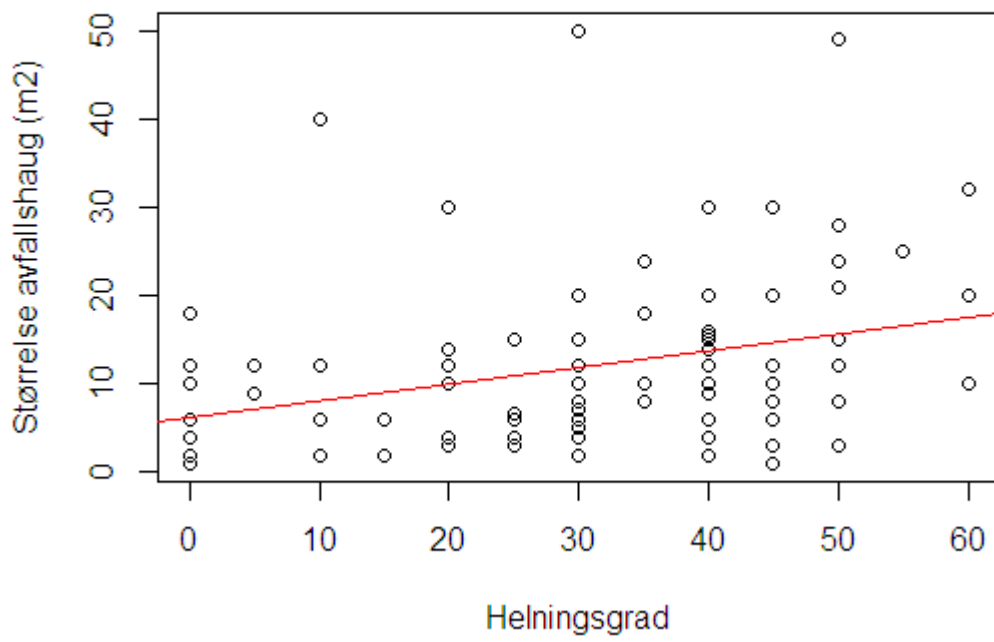
## Helningsgrad

Det ser ut til at flest trær er hogd i områder med middels helning, flest avfallshauger er registrert i bratte områder og færrest i slake områder. Dette er ikke testet (Figur 6).



Figur 6: Fordeling av henholdsvis antall avfallshauger og antall felte trær på de tre kategoriene for helningsgrad. Bratt = 41-70 grader, Middels = 21-40 grader, Slak = 0-20 grader. Forskjeller er ikke testet.

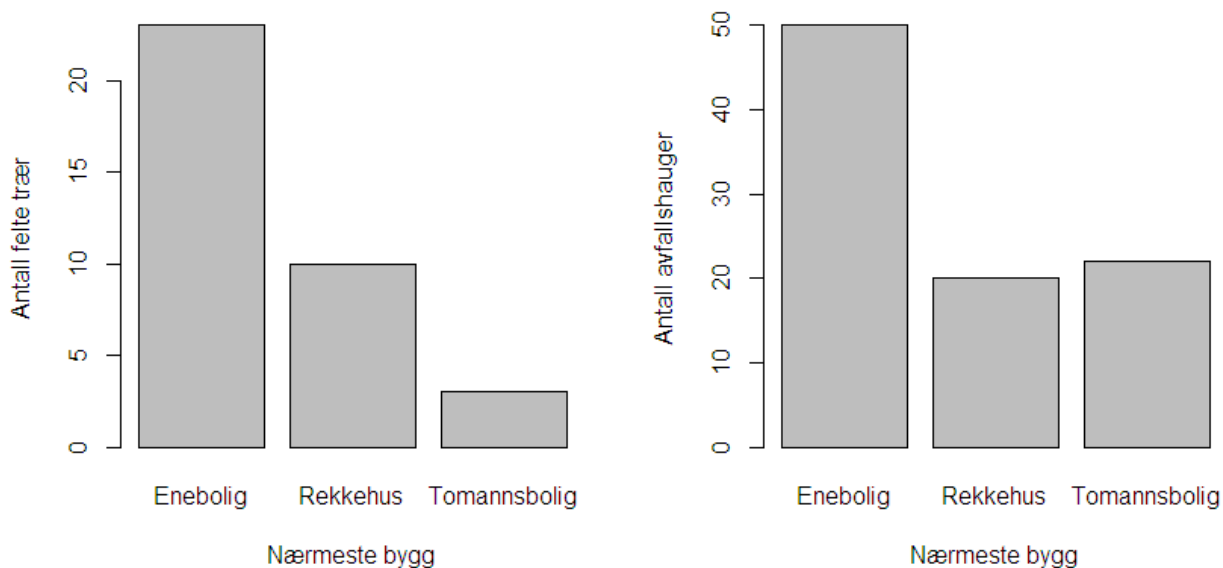
Det var ingen signifikant sammenheng mellom helningsgrad og avstand fra et hogd tre til nærmeste bygg (Spearman rank korrelasjon:  $S = 8079$ ,  $\rho = -0,039$ ,  $p = 0,817$ ). Det var en signifikant positiv korrelasjon mellom helningsgrad og størrelse på avfallshaugene (Spearman rank korrelasjon:  $S = 81081$ ,  $\rho = 0,375$ ,  $p < 0,001$ ). Figur 7 viser hvordan de største haugene stort sett ligger i de bratteste områdene.



Figur 7: Korrelasjon mellom avfallshaugenes areal og helningsgraden. Rød linje viser signifikant korrelasjon.

## Bebyggelse

De fleste inngrepene er knyttet til eneboliger. Mer enn halvparten av observasjonene av felte trær og avfallshauger har en enebolig som nærmeste bygg (Figur 8).



Figur 8: Fordeling av henholdsvis felte trær og antall avfallshauger etter nærmeste type bygg. Byggtypene er inndelt som forklart i Tabell 1

Avstanden til nærmeste inngrep var i gjennomsnitt 35 meter for enebolig og tomannsbolig, og 30 meter for rekkehus. Avstand fra inngrep til nærmeste bygg var ikke signifikant forskjellig for de tre forskjellige boligtypene (Kruskal-Wallis,  $kji-2 = 3,918$ ,  $df = 2$ ,  $p\text{-verdi} = 0,141$ ).

## Diskusjon

Det ble funnet et stort antall inngrep, både avfallshauger og felte trær, i dette relativt begrensede studieområdet. Dumping av hageavfall er tydeligvis veldig utbredt, hvis dette er et representativt utvalg for byskoger i Oslo-området. Det er grunn til å tro at naturverdiene i studieområdet blir negativt påvirket av både ulovlig hogst og deponering av hageavfall. Det bratte terrenget i studieområdet har sannsynligvis likevel vært en begrensning for omfanget av inngrepene. Studieområdet har fortsatt intakte verdier for biologisk mangfold, men er under stort press fra spredning av fremmede arter og ulovlig hogst. Resultatene ga ikke konkluderende svar på hvordan topografi påvirker effekter på naturområdet. Det er tydelig at dumping av avfall er mer utbredt i bratte skråninger. Resultatene indikerer at eneboliger har flere inngrep knyttet til seg enn tomannsboliger og rekkehus, men utvalget er ikke nødvendigvis representativt for området. Det har ikke vært mulig å koble forekomstene av fremmede arter til avfallshauger.

## Ulovlig hogst

Mange av de påviste rødlisteartene i studieområdet er sopp og moser som lever i tilknytning til død ved (Blindheim & Friis 2006). Ødeleggelse av habitat og tap av kontinuitet i området gjennom hogst og fjerning av ved kan derfor være skadelig for disse artene. Fordelingen av inngrep viser at flest trær er hogd i vestvendte skråninger. Det indikerer at hypotesen stemmer, selv om dette ikke kunne testes. Noe av grunnen til at det ikke er et tydeligere bilde kan være at andre faktorer enn solinnstråling spiller inn. At det også hogges for utsikt, ved eller lys kan være noe av forklaringen. På grunn av at vestsiden av Lysakerelva er i Bærum, og østsiden er i Oslo kan forskjeller mellom kommunene komme til uttrykk gjennom eksposisjon i resultatene. For eksempel kan kommunene ha hatt forskjellige ordninger når det gjelder resirkulering og kompostering, eller ha forskjellig praksis i behandlingen av søknader om å felle trær. En mulighet kan være at folk hugger trær for ved i bratte skråninger der det er liten sjanse for å bli oppdaget, men vedhogst er antagelig mindre vanlig. En overvekt av trærne er felt med en enebolig som nærmeste bolig, selv om overrepresentasjon ikke er testet, kan det være fordi de som bor i eneboliger ikke trenger å involvere andre mennesker i beslutningen om å hogge et tre. For både boliger, eksposisjon og helningsgrad kunne data for studieområdet vært hentet inn, og data for registrerte observasjoner testet for overrepresentasjon. Dette ville antagelig gitt tydeligere resultater. Helningsgraden i punktet for observasjonen er ingen perfekt indikator på topografi og representerer ikke nødvendigvis terrenget rundt. Derfor er det vanskelig å si om ønske om utsikt er motivasjonen.

Økningen i lysinnstråling som resultat av fellingen av ett tre er begrenset av høyden på trekronene rundt (Canham et al. 1990). Men det er tidligere observert hogst av større flater i områdene mellom bebyggelsen og Lysakerelva, noe som er med på å fragmentere naturtypene og hindre rekrutteringen av grove trær (Blindheim & Friis 2006).

## Hageavfall

Dumping av hageavfall gjør stedvis skogbunnen langs Lysakerelva ulevelig for andre organismer enn nedbrytere (Blindheim og Friis 2006). Samtidig vil fortsatt dumping av hageavfall tilføre naturområdet med frø og plantedeler fra fremmede arter. Sannsynligheten vil derfor være tilstede for at skadelige arter klarer å etablere seg ved en framtidig forstyrrelse eller åpning av en nisje. Det er verdt å merke seg at det ikke er skilt mellom forskjellige typer hageavfall. Det er naturligvis en større risiko for å spre fremmede arter ved dumping av andre prydvækster enn gress og kvister. Korrelasjon mellom helningsgrad og størrelse på avfallshaugene stemmer med hypotesen om at avfallshaugene er større i bratte skråninger. Det kan skyldes at det er mer praktisk å tømme avfall ned en bratt skråning, og avfallet blir mindre synlig enn i et flatt område. Det er også flest avfallshauger registrert i de bratteste områdene (Helningsgrad >40). De bratte skråningene i studieområdet er stort sett bergvegger og marginale voksesteder, og innebærer ikke stor sjans for etablering av fremmede arter. Men dumping kan påvirke viktige habitater for spesialistarter i fattige miljøer, som moser og sopp. Dybde på haugene kunne også med fordel vært testet, for å få et inntrykk av volumet hageavfall. I denne oppgaven var et av kriteriene for studieområdet at eiendommene skulle ha hage, dette gjorde sannsynligvis at eneboliger ble sterkt representert i dataene. Eneboliger er knyttet til 57 % av inngrepene. En forklaring kan være at hagearbeid og uteaktiviteter blir prioritert av folk med hage av en viss størrelse, og oftest hører disse hagene til eneboliger. En annen forklaring er at sjansen er mindre for å bli konfrontert med det man driver med i egen hage dersom man bor i enebolig. Bygningstype er for øvrig ikke signifikant korrelert med verken avstand til inngrep eller om det nærmeste inngrepet er hageavfall eller et felt tre.

## Fremmede arter

Det mest overraskende var at det kun ble registrert to forekomster av fremmede arter, mongolspringfrø og fagerfredløs. Artsdatabanken ([artskart.artsdatabanken.no](http://artskart.artsdatabanken.no)) viser tidligere observasjoner av artene kjempespringfrø, krypfredløs (*Lysimachia nummularia*), mongolspringfrø, kjempebjørnekjeks og kanadagullris i studieområdet. Disse observasjonene er for øvrig



hovedsakelig langs veier og i andre åpne områder. Blindheim og Friis (2006) skriver at naturtypene langs Lysakerelva totalt sett er lite påvirket av fremmede arter, selv om det er noen begrensede forekomster. Både mongolspringfrø og fagerfredløs er kjente invaderende arter i resten av Europa, og er vurdert til å være av henholdsvis svært høy og høy risiko i Norsk Svarteliste (Gederaas et al. 2012). Fagerfredløs kan danne tette bestander som skygger ut annen vegetasjon (Fylkesmannen i Oslo og Akershus et al. 2010). Mongolspringfrø er også i stand til å utkonkurrere annen vegetasjon, men i mindre grad enn andre invaderende arter (Blindheim & Friis 2006; Chmura & Sierka 2007).

Transektene i dette studiet lå i skogkantene eller i skog med relativt tett kronedekke, og lys er sannsynligvis en begrensende faktor for en rekke av de aktuelle fremmede artene i de skogklede deler av området. Flere studier foreslår at tilgjengelig lys, grad av forstyrrelse og spredningsmuligheter er de viktigste begrensende faktorene for invasjon av fremmede arter i urbane skogsområder (Brothers & Spingarn 1992; Honnay et al. 2002; Vallet et al. 2010). Disse studiene fant også at skogkanter i gammelskoger eller uberørte skoger er relativt resistente mot invasjon av fremmede arter. I motsetning til dette fant Martin et al. at mange skyggetålende planter verden over har lyktes med å invadere skogsområder (Martin et al. 2009). Forekomsten av mongolspringfrø funnet i studieområdet er et eksempel på en slik skyggetålende art. Det er sannsynligvis flere forekomster av fremmede arter i tilknytning til studieområdet, men skogkantene som er undersøkt i dette studiet forhindrer trolig etablering på grunn av lite lys og lite forstyrrelse. Dette innebærer at ulovlig hogst i naturområdene medfører en risiko utover de direkte effektene. Hogst vil slippe mer lys ned til bakken og øke risikoen for etablering av fremmede plantearter og kan på den måten føre til en økologisk kjedereaksjon. Ferdselen langs Lysakerelva er kanalisert langs en opparbeidet sti, og det kuperte området innbyr ikke til ferdsel utenom denne. Dette gjør at vegetasjonen er lite preget av forstyrrelser slik Vallet et al. (2010) påpeker kan være en viktig faktor til at invasjoner holdes på et lavt nivå. På den annen side er turstien langs Lysakerelva populær, og mennesker og dyr som ferdes her kan være med å spre fremmede arter. Det er vist at plantearter kan spres langs stier, og at nedtråkking kan endre artssammensetningen i feltsjiktet i skogsområder (Benninger-Truax et al. 1992; Hamberg et al. 2010).

## **Forslag til forvaltningstiltak**

Tiltak bør gjennomføres så fort som mulig for å beskytte området. Konkrete anbefalinger til utformingen av en buffersone kan ikke gis, basert på funnene i denne undersøkelsen. Dette området er smalt fra før, og tidligere kartlegging viser at den eksisterende vegetasjonen er verdt å verne sånn



den er. En stor del av det biologiske mangfoldet er knyttet til gammel skog og død ved, og krever en viss størrelse på habitatet for å overleve. En reduksjon av skogkledt areal bør derfor unngås. Det er viktig å ha brede og tette kanter for å forhindre spredning av fremmede arter og kanteffekter langt inn (Hamberg et al. 2009). En buffersone er derfor kun ett av flere mulige tiltak for å begrense effektene av tilgrensende boligområder. Det arbeides med en kommunedelplan for Lysaker- og Sørkedalsvassdraget, som et samarbeid mellom Oslo, Bærum og Ringerike kommuner. Formålet er blant annet å bevare naturverdiene.

Det er en utfordring at forståelsen for miljøproblematikken rundt fremmede arter ikke er tilstede. Folk flest vet sannsynligvis lite om denne problemstillingen (Catrine Curle, Fylkesmannen i Oslo og Akershus pers. medd.). En studie viser også at kunnskapsnivået og forståelsen av trusselen fremmede arter utgjør er lav, til og med blant de som jobber i hagebruk og naturforvaltning (Vanderhoeven et al. 2011). Fylkesmannen i Oslo og Akershus har koordinert arbeidet med å spre informasjon om fremmede arter og hageavfall, dette er viktig. Oslo kommune har også sendt ut informasjon til grunneiere med eiendommer som grenser til kartlagte naturtyper av verdi, om naturverdier i deres nærområder, hvor også fremmede arter er nevnt. Et argument som blir brukt er «hvis andre dumper avfall, hvorfor skal ikke jeg også gjøre det?». Dette er et eksempel på allmenningens tragedie, hvor hver enkelt handler til sitt eget beste, men en felles ressurs lider skade over tid (Hardin 1968). I dette tilfellet er nytten av å dumpe hageavfall større enn ulempen det medfører for den enkelte hageeier.

Det kan være andre tiltak enn buffersoner som kan begrense inngrepene. Gulrot er prøvd gjennom gratis levering av hageavfall, er det på tide å prøve pisk også? En studie fant at å begrense beboernes adgang til skogkanter viste seg å redusere de påvirkede områdenes størrelse. Gjerder, sammen med vedlikeholdte plenstriper som markerer eiendomsgrensene var det tiltaket som viste seg å ha den største begrensende effekten (McWilliam et al. 2012). Å vedlikeholde plen langs eiendomsgrensen er for øvrig kostbart, og beslaglegger areal i dette naturområdet som allerede er relativt smalt. Derfor er gjerder en mer kostnadseffektiv løsning. Deler av studieområdet har gjerder på eiendomsgrensene mot kommunale områder, men disse har stedvis falt overende, eller beboere har installert porter. Gjenoppreisning og vedlikehold av disse gjerdene kunne vært en del av forvaltningen av området.

Kommunen kan forplikte den som har tømt hageavfall i friområder til å rydde opp, på lik linje med annen forsøpling, jfr. forurensningsloven § 28. Det er imidlertid vanskelig å vite hvem som er

ansvarlig for gjerningen, blant annet fordi avfallshauger ofte brukes av flere husstander. Ved ett tilfelle ble derimot en velforening bedt om å rydde opp en avfallshaug som ble brukt av et nabolag (Catrine Curle pers. medd.). Nettopp velforeninger kan benyttes mer aktivt i forvaltningen av disse områdene. Velforeninger representerer et fellesskap i et nabolag, og kan for eksempel fasilitere samarbeid og legge føringer for hvordan medlemmene skal bruke de grønne nærområdene. I Bærum har også velforeninger tidligere samlet inn hageavfall fra medlemmene i velet, og levert det til et offentlig mottak. Velforeninger, sameier og lignende bør informeres om problemet med dumping av hageavfall.

En annen innfallsvinkel er å gjøre det lettere å levere hageavfall, for eksempel ved i perioder å tilby henting ved visse knutepunkter i byen. Det er sannsynligvis viktig at det er gratis å levere hageavfall til mottak i kommunene i Oslo og Akershus, men selv når det er gratis dumpes det ulovlig. Det er kjent fra områdene langs Alna/Tokerudbekken og Ljanselva, også i Oslo, at dumping av hageavfall er svært utbredt (Bendiksen & Bakkestuen 2000; Bendiksen & Bakkestuen 2001). Dette tyder på at det er større vilje til å dumpe avfallet utenfor eiendommen enn å transportere det til et mottak. En undersøkelse av folks holdninger til hageavfall og spredning av fremmede arter kunne gi nyttig informasjon for forvaltningen, for eksempel hvor nært et mottak hageeiere må bo for at det er sannsynlig at de vil levere hageavfallet der.

Områdene langs Lysakerelva har store verdier for biologisk mangfold og rekreasjon, tiltak bør derfor iverksettes for å forhindre forringelse av verdiene på lang sikt. Vedlikehold av gjerder, informasjonskampanjer rettet mot beboere og velforeninger og økt fokus på hageavfall som et problem er tiltak som bør vurderes for dette og lignende naturområder.

## Litteratur

- Bendiksen, E. & Bakkestuen, V. (2000). Flora og vegetasjon langs Alna og Tokerudbekken: Vurdering av verneverdi og skjøtsel, Rapport nr. 1: Friluftsetaten, Oslo kommune. 188 s.
- Bendiksen, E. & Bakkestuen, V. (2001). Naturtyper langs Ljanselva. Kartlegging og verdisetting av biologisk mangfold, Rapport nr. 1: Friluftsetaten, Oslo kommune. 37 s.
- Benninger-Truax, M., Vankat, J. & Schaefer, R. (1992). Trail corridors as habitat and conduits for movement of plant species in Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. *Landscape Ecology*, 6 (4): 269-278.
- Blindheim, T. & Friis, H. (2006). Naturverdier langs Lysakerelva i Oslo-og Bærum kommuner. *Siste Sjanse rapport*. 62 s.
- Bolund, P. & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29 (2): 293-301.
- Brothers, T. S. & Spingarn, A. (1992). Forest Fragmentation and Alien Plant Invasion of Central Indiana Old-Growth Forests. *Conservation Biology*, 6 (1): 91-100.
- Bærum kommune. *Plan/byggesak - Bærum kommune*. Tilgjengelig fra: <https://www.baerum.kommune.no/Organisasjonen/Administrasjon/Dokumentsenteret/Innsyn-og-postlister/Planbyggesak1/> (lest 25.04).
- Canham, C. D., Denslow, J. S., Platt, W. J., Runkle, J. R., Spies, T. A. & White, P. S. (1990). Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 20 (5): 620-631.
- Chmura, D. & Sierka, E. (2007). The invasibility of deciduous forest communities after disturbance: A case study of *Carex brizoides* and *Impatiens parviflora* invasion. *Forest Ecology and Management*, 242 (2-3): 487-495.
- Direktoratet for Naturforvaltning. (2007). *Kartlegging av naturtyper - verdsetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13 2. utgave 2006 (oppdatert 2007)*.
- Eike, Ø. (2006). Oslos byparker. *St. Hallvard : illustrert tidsskrift for byhistorie, miljø og debatt* (3): 52-61.
- Engelien, E., Steinnes, M. & Bloch, V. V. H. (2005). *Tilgang til friluftsområder: metode og resultater 2004*, b. 2005/15. [Oslo]: Statistisk sentralbyrå. 38 s. : ill. s.
- Fremstad, E. & Moen, A. (2001). Truete vegetasjonstyper i Norge. *Rapport Botanisk Serie*. NTNU - Vitenskapsmuseet. 1-231 s.
- Fremstad, E., Norderhaug, A. & Myking, T. (2005). Endringer i norsk flora: Direktoratet for naturforvaltning.

- Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H. & Gaston, K. J. (2007). Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology letters*, 3 (4): 390-394.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Mattilsynet & Hageselskapet. (2010). Hagerømlinger - Fra pryddplanter til svartelistearter. 19 s.
- Gederaas, L., Moen, T., Skjelseth, S. & Larsen, L. (2012). Fremmede arter i Norge—med norsk svarteliste 2012. *Artsdatabanken, Trondheim*, 20: 2012.
- Guttu, J. & Thorén, A.-K. H. (1996). *Fortetting med kvalitet: bebyggelse og grønnstruktur*. [Oslo]: Miljøverndepartementet. 84 s. : ill. s.
- Hamberg, L., Malmivaara-Lämsä, M., Lehvävirta, S., O'Hara, R. B. & Kotze, D. J. (2010). Quantifying the effects of trampling and habitat edges on forest understory vegetation – A field experiment. *Journal of Environmental Management*, 91 (9): 1811-1820.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *science*, 162 (3859): 1243-1248.
- Holtan, D. (2006). Unike skoger i Norge - Forslag til vern. *Rapport, Norges Naturvernforbund, Skogutvalget*.
- Honnay, O., Verheyen, K. & Hermy, M. (2002). Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management*, 161 (1-3): 109-122.
- Kaplan, S. (1995). The urban forest as a source of psychological well-being. *Urban forest landscapes: Integrating multidisciplinary perspectives* (76): 100.
- Lynn, N. A. & Brown, R. D. (2003). Effects of recreational use impacts on hiking experiences in natural areas. *Landscape and Urban Planning*, 64 (1–2): 77-87.
- Malmivaara-Lämsä, M. & Fritze, H. (2003). Effects of wear and above ground forest site type characteristics on the soil microbial community structure in an urban setting. *Plant and Soil*, 256 (1): 187-203.
- Martin, P. H., Canham, C. D. & Marks, P. L. (2009). Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7 (3): 142-149.
- Matlack, G. R. (1993). Sociological edge effects - spatial distribution og human impact in suburban forest fragments. *Environmental Management*, 17 (6): 829-835.
- Matrikkel og stedsnavnavdelingen. *Føringsinstruks for matrikkelen*: Kartverket. Tilgjengelig fra: <http://www.kartverket.no/Eiendom-og-areal/Matrikkelen/veiledning-for-lokal-matrikkelmyndighet/foringsinstruks-for-matrikkelen/9-Vedlegg/93-Bygningstyper-basert-pa-NS-3457---fullversjon-/> (lest 07.05).
- McWilliam, W., Eagles, P., Seasons, M. & Brown, R. (2010). Assessing the degradation effects of local residents on urban forests in Ontario, Canada. *Journal of Arboriculture*, 36 (6): 253.

- McWilliam, W. J., Eagles, P. F. J., Seasons, M. L. & Brown, R. D. (2012). Effectiveness of Boundary Structures in Limiting Residential Encroachment into Urban Forests. *Landscape Research*, 37 (3): 301-325.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10 (2): 58-62.
- Oslo kommune Plan- og bygningsetaten. *Innsyn i plan- og byggesaker*. Tilgjengelig fra: <http://web102881.pbe.oslo.kommune.no/saksinnsyn/search.asp?mode=all> (lest 01.05).
- QGIS Development Team. (2013). Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. URL:[<http://qgis.osgeo.org>].
- R Core Team. (2012). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2012: ISBN 3-900051-07-0.
- Rusterholz, H. P., Wirz, D. & Baur, B. (2012). Garden waste deposits as a source for non-native plants in mixed deciduous forests. *Applied Vegetation Science*, 15 (3): 329-337.
- Soulé, M. E. (1990). The Onslaught of Alien Species, and Other Challenges in the Coming Decades. *Conservation Biology*, 4 (3): 233-240.
- Thorén, A.-K. H. (2010). De grønne lungene som forsvant: om tap av grønnstruktur i byer og tettsteder. I: Berntsen, B. & Hågvar, S. (red.) *Norsk natur - farvel?*, s. 225-237. Oslo: Unipub.
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J. & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81 (3): 167-178.
- Vallet, J., Beaujouan, V., Pithon, J., Roze, F. & Daniel, H. (2010). The effects of urban or rural landscape context and distance from the edge on native woodland plant communities. *Biodiversity and Conservation*, 19 (12): 3375-3392.
- Vanderhoeven, S., Piqueray, J., Halford, M., Nulens, G., Vincke, J. & Mahy, G. (2011). Perception and Understanding of Invasive Alien Species Issues by Nature Conservation and Horticulture Professionals in Belgium. *Environmental Management*, 47 (3): 425-442.
- Ødegaard, F. & Tømmerås, B. Å. (2000). Compost Heaps -- Refuges and Stepping-Stones for Alien Arthropod Species in Northern Europe. *Diversity and Distributions*, 6 (1): 45-59.