

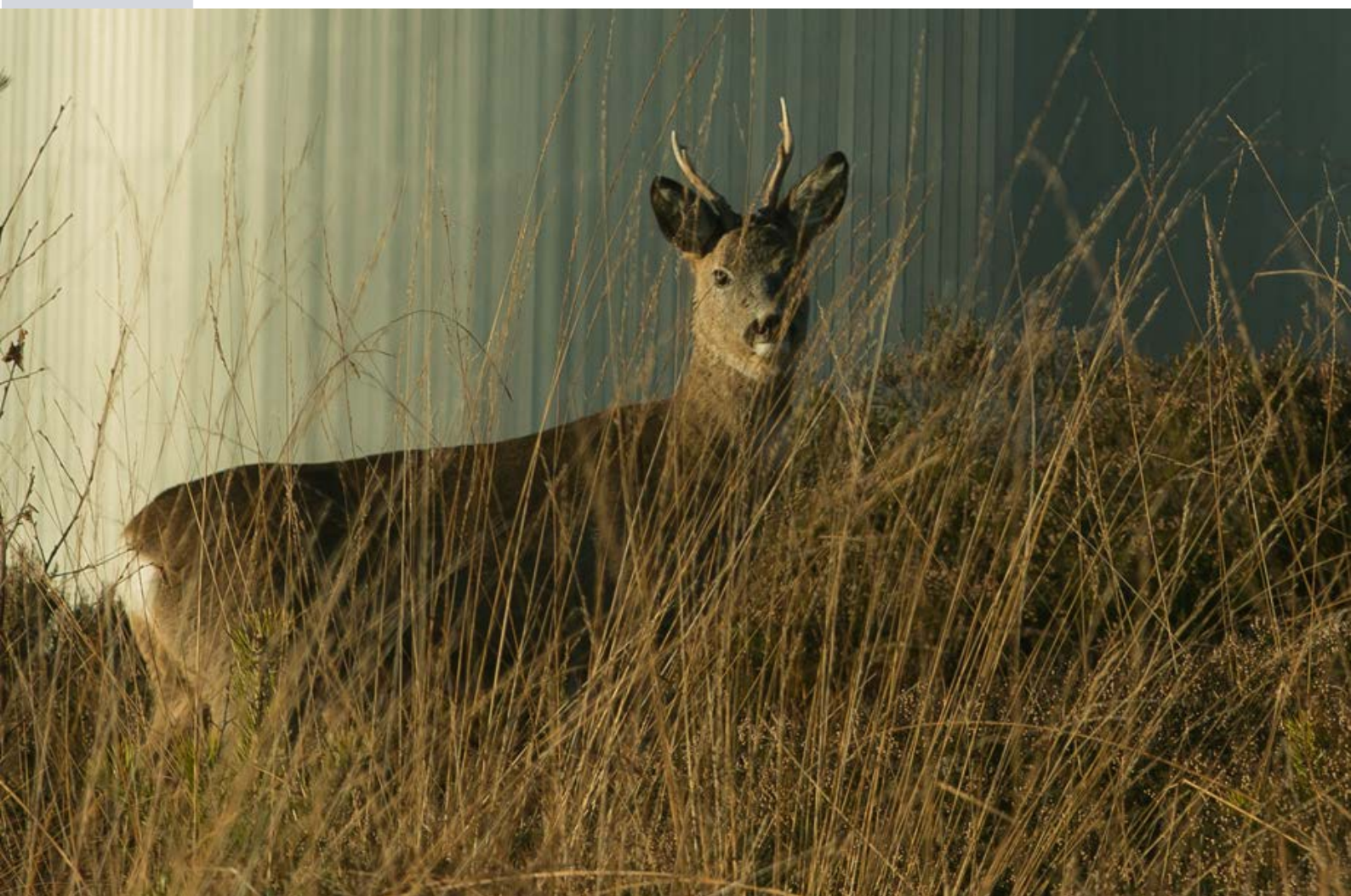
1779

NINA Rapport

Hjortevilt på Nyhamna

Estimering av bestanden i november 2019 og mulige bestandsregulerende tiltak

Sigbjørn Stokke



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Hjortevilt på Nyhamna

Estimering av bestanden i november 2019 og mulige bestandsregulerende tiltak

Sigbjørn Stokke

Stokke, S. 2020. Hjortevilt på Nyhamna; Estimering av bestanden i november 2019 og mulige bestandsregulerende tiltak. NINA Rapport 1779. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, mars 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4536-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Vebjørn Veiberg

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Svein-Håkon Lorentsen (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

A/S Norske Shell

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

PO 4513471335

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Ragnhild Berntsen (Siv Kristoffersen)

FORSIDEBILDE

Rådyrbukk på Nyhamna © Sigbjørn Stokke/NINA

NØKKEWORD

Norge, Aukra, Nyhamna, overvåkingsrapport, rådyr, bestand, felling, Shell

KEY WORDS

Norway, Aukra, Nyhamna, monitoring cervids, roe deer, population size, culling, Shell

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Stokke, S. 2020. Hjortevilt på Nyhamna; Estimering av bestanden i november 2019 og mulige bestandsregulerende tiltak. NINA Rapport 1779. Norsk institutt for naturforskning.

A/S Norske Shell sitt landanlegg på Nyhamna ble i 2012 permanent innegjerdet. Innenfor gjerdet er det et totalt friareal (se forklaring i 1 innledning) på ca. 1 km² hvor en del rådyr og hjort ble innesperret når gjerdet var ferdigstilt. Etter innesperringen økte hjorteviltbestandene faretruende fort og det ble åpenbart at noe måtte gjøres for å unngå avmagring og sultedød på grunn av ressursmangel. Det ble derfor i løpet av årene 2014 og 2015 gjennomført uttak av hjortevilt i den hensikt å desimere bestandene av rådyr og hjort. Det ble tatt ut 35 rådyr og 2 hjorter. Imidlertid ble uttaksprosessen stoppet før alle dyra var tatt ut. Basert på observasjoner gjort under uttaket ble det antatt at det kunne være rundt 20 rådyr og 1 hjortehind innenfor gjerdet etter kalving i 2016. Etter inventeringen våren 2017 viste det seg noe overraskende at antall rådyr var redusert. En sannsynlig årsak til dette var at gjerdet i løpet av 2015 – 2016 var blitt lagt ned på 3 plasser samt at rådyra hadde lært seg å kripe gjennom bommene. Det ble antatt at det etter kalving i 2017 kunne være omtrent 20 rådyr og en hjortehind innenfor gjerdet. Etter som bommene deretter ble modifisert slik at rådyr ikke kunne passere ble NINA forespurrt om å foreta en ny hjortevilttelling i 2019.

Feltarbeidet ble gjennomført i perioden 4. til og med 8. november 2019. For å vurdere bestandsstørrelsene i 2019 ble 2 ulike tilnærminger anvendt, direkte observasjon som primærmetodikk og forsøksmessig Distance metoden. Det ble ikke observert hjort eller sett spor som kunne bekrefte tilstedeværelse av arten. Imidlertid kan ikke dette utelukkes da det i 2017 helt sikkert var 1 hjort på området. Det største antallet rådyr som ble observert på en transektkjøring var 28 dyr. Kjønnraten var 0,8 bukker per geit og kalveraten var 1,8 kalver per geit. Kjønnraten er noe jevnere enn i populasjoner som høstes, mens kalveraten er mer typisk for en populasjon som er næringsbegrenset. Telleresultatet er rimeligvis et underestimat ettersom sannsynligheten for å observere alle dyra i et område er minimal når kun en andel av området gjennomgås. Distance-tilnærmingen foreslår flere dyr, men estimatet er for usikkert til at det kan vektlegges. Med basis i de direkte observasjonene er det ikke urimelig å anta at det kan være mellom 30 og 40 rådyr innenfor gjerdet på Nyhamna. Estimater synes heller ikke urimelig ettersom bestanden var omtrent 20 dyr før reproduksjon våren 2018 og at man iberegner at tetthetsavhengige faktorer deretter kan ha medført økt kalvedødelighet og utsatt førstegangs reproduksjon for unge rågeiter. Erfaringene fra uttaket i 2014 – 2015 viser dessuten at en rådyrbestand på over 40 dyr fører til signifikant avmagring av dyra. I og med den pågående fjerningen av skog og buskvegetasjon forverres situasjonen for hjorteviltet ytterligere fordi områdetets kvalitet som hjortevilt habitat reduseres.

Resultatet tilsier at man i prinsippet har to muligheter for videre forvaltning av hjorteviltet innenfor gjerdet. Enten fjernes alle dyra eller så holdes stammen på et bærekraftig nivå over tid. Fjerning av dyr gjøres med fellinger basert på erfaringene fra de siste uttakene. For å holde populasjonen på et bærekraftig nivå kan man forsøke en eller to ulike tilnærminger. Den ene tillater at dyr kan gå ut og inn fra området mens den andre kun slipper dyr ut. Eventuelt kan disse metodene kombineres med fellinger ettersom man ikke vet hvor effektive disse tiltakene kan bli. Å slippe rådyr ut og inn kan enkelt gjøres ved å lage spalter i gjerdet med størrelse tilsvarende spilebredden i de gamle bommene som rådyra gikk ut og inn igjennom. Ved å bygge en plattform («jumpout») fra bakkenivå opp til toppen av gjerdet kan man få rådyr til å bestige plattformen for så å hoppe ned til utsiden, men de vil ikke kunne hoppe tilbake. Ved hjelp av disse innretningene kan man oppnå en selvregulerende effekt som minker behovet for å ta ut dyr ved fellinger. Begge de foreslåtte tiltakene kan med fordel plasseres nær hovedporten hvor man har god oversikt og kontinuerlig oppsyn over installasjonene.

Sigbjørn Stokke (sigbjorn.stokke@nina.no). NINA Terrestrisk økologi, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
1.1 Hjorteviltets bestandsutvikling 2012 - 2017	6
1.2 Landskapsmessige endringer etter 2017	8
2 Metodisk tilnærming	9
2.1 Direkte observasjon av hjortevilt innenfor gjerdet	9
2.2 Distance sampling	9
3 Resultater	12
3.1 Estimering av rådyrbestanden - direkte observasjon	12
3.2 Estimering av rådyrbestanden – Distance metoden	15
4 Diskusjon	16
4.1 Evaluering av transektobservasjonene	16
4.2 Evaluering av Distance tilnærmingen	16
4.3 Vurdering av hjorteviltbestanden.....	17
4.4 Demografiske forhold	17
4.5 Mulige tiltak for å begrense hjorteviltpopulasjonen	18
4.5.1 Fjerning av hjortevilt ved fellinger	18
4.5.2 Alternative tilnærminger for å forvalte hjorteviltpopulasjonen	19
5 Referanser	21

Forord

Denne rapporten er en oppfølging til hjorteviltuttaket som ble gjennomført i løpet av 2014 – 2015 samt bestandsestimeringen i 2017. A/S Norske Shell ønsket i 2019 en ny vurdering av hjorteviltbestanden i friarealet innenfor gjerdet som omgir landanlegget. Denne nye bestandsvurderingen blir anvendt som veiledende for å vurdere hva som videre bør gjøres av bestandsreduserende tiltak.

Rapporten er utført i samarbeide med personale ved landanlegget og ved miljøavdelingen i Kristiansund. Jeg vil med dette takke alle involverte personer for godt samarbeide.

Trondheim, mars 2020

Sigbjørn Stokke

1 Innledning

Gass fra Ormen Lange blir ilandført på Nyhamna landanlegg på øya Gossa i Aukra kommune i Møre og Romsdal. Nyhamna var fra oppstarten i 2007 omgitt av et gjerde som var åpent mot sjøsiden. Imidlertid ble et nytt permanent panelgjerde som er ca. 3 meter høyt, med piggrådsperring på toppen, reist i løpet av 2012. Det nye gjerdet omsluttet hele anlegget, også mot sjøsiden, slik at det ble tilnærmet umulig for hjorteviltet å passere gjerdet ut fra eller inn i anlegget. Dette skapte en ny situasjon fordi en del dyr derved ble permanent innestengt på Nyhamna.

Innenfor gjerdet er det i tillegg til selve fabrikkbygget et friareal på ca. 1 km² som har fungert som et leveområde for det innesperrede hjorteviltet (**Figur 1**). Dette området var relativt urørt med unntak for flammearnet, den hosliggende deponifyllingen og veien på innsiden av gjerdet (**Figur 1 og 2**). Området representerer et friareal for dyra fordi det meget sjelden er noe menneskelig aktivitet der, med unntak for et vaktsselskap som kjører bil etter faste rutiner langs veien som følger gjerdets innside rundt hele det inngjerdede området.

1.1 Hjorteviltets bestandsutvikling 2012 - 2017

Dyra som ble innesperret i 2012 formerte seg og ut i fra observasjoner ble det antatt at det var minst 30 rådyr og omtrent 4 hjorter innenfor gjerdet i 2013. Tettheten av dyr var derfor faretruende høy og for å unngå utmagring og død blant dyra var det nødvendig å finne en løsning for å få ned dyretettheten eller fjerne alle dyra. Med dette som bakgrunn ble det avholdt et møte med viltnemda (6. juni 2013) hvor det ble bestemt at alt hjortevilt innenfor gjerdet skulle fjernes fra anlegget, innen 1. april 2014, enten ved at de ble jaget ut eller felt med hjelp av jaktrifler. Shell besluttet da at de ønsket å felle dyra med hjelp av jaktrifler (se Stokke 2015).



Figur 1. Figuren viser fabrikkbygget og friarealet innenfor gjerdet slik det framsto i 2017. De nummererte, oransje ellipsene og de blå linjene viser plasseringen til henholdsvis de 8 fokusområdene og 8 transektlinjene som ble anvendt ved bestandsestimeringen i 2017. Flammearnet ligger mellom fokusområdene 4, 5 og 6. Gjerdets plassering langs veien er antydning med en lyseblå strek. Merk at gjerdets plassering mot sjøsiden ikke er markert.

Uttak av hjortevilt ble gjennomført i 2014 og 2015. Fellingene ble gjort av en person med lang jakterfaring, god kjennskap til området og sikkerhetsrutinene ved anlegget. Jakten ble gjennomført som snik- eller posteringsjakt samt noen enkle drev med en driver. I løpet av denne perioden

ble det felt 35 rådyr og 2 hjorter. Rådyrene var som forventet forholdsvis magre mens hjortene hadde normale slaktevekter sett i forhold til vekter i omkringliggende områder. Slakting ble gjort av et slakteri som godkjente skrottene for kommersiell omsetning. I tillegg ble det tatt kjøttprøver for å kontrollere at tungmetallnivåer lå innenfor sikre grenseverdier – noe som de gjorde. Fellingene ble gjennomført på en dyrevelferdsmessig god måte og kvalitetssikret (se Stokke 2015). Imidlertid besluttet Shell å avslutte uttaket i februar 2015 på grunn av sikkerhetsmessige forhold i forbindelse med stor anleggsvirksomhet i fabrikkarealet.

Observasjoner i løpet av uttaket tilsa at det var 7 rådyrgeiter (4 i reproduktiv alder) og 5 rådyrbukker igjen innenfor gjerdet når jakta ble avsluttet. Det ble derfor estimert at det etter kalving i 2016 kunne være omkring 20 (± 4) rådyr innenfor gjerdet samt 1 hjortehind. Med dette som bakgrunn ble NINA i juli 2016 kontaktet av Shell for å vurdere hvorvidt dette estimatet var noenlunde korrekt, med tanke på videre uttak i 2017. Ved inventeringen i oktober 2016 og mars 2017 ble hjorteviltbestanden innenfor gjerdet estimert ved hjelp av direkte observasjon, fokusområder, snøsporing, møkktelling langs transektlinjer og spotlys til nattregistreringer (**Figur 1**, se også Stokke 2017).



Figur 2. Figuren viser fabrikkanlegget og friarealet innenfor gjerdet slik det framsto i 2019. Depony-fyllingens omkrets er markert med en oransje linje i figuren til venstre for det sirkulære området rundt flammearnet. Transekt 1 fulgte veistrekningen langs gjerdet fra punkt A til punkt B. Transekt 2 startet ved punkt B og fulgte veinettet markert med små piler til punkt C. Transekt 3 startet ved punkt D og fulgte veien medurs langs gjerdet til punkt E.

Gunstige forhold under inventeringen, med blant annet nysnø, muliggjorde en rimelig sikker estimering av antall dyr fordi man fikk full oversikt over hvordan dyrene beveget seg og derved unngikk at dyr ble medregnet flere ganger (se Stokke 2017). Rådyrbestanden ble estimert til å være 5 voksne råbukker, 6 voksne rågeiter, 3 fjorårsbukker og 1 fjorårsgeit. I tillegg var det 1 hjortehind inne på anlegget. Årsaken til at det var færre dyr en forventet syntes primært å skyldes to faktorer: 1) under prosjektarbeid i 2015 og 2016 ble gjerdet periodevis tatt ned på 3 lokaliteter og 2) rådyra hadde lært seg å smette gjennom bommen slik at de gikk ut og inn etter behov.

Mortalitet syntes derimot ikke å være en viktig faktor ettersom ingen døde dyr ble funnet. Med bakgrunn i observasjonene ble det estimert at det etter reproduksjon i 2017 kunne være omtrent 20 rådyr og en hjortehind innenfor gjerdet.

1.2 Landskapsmessige endringer etter 2017

Etter inventeringen i 2017 har det skjedd landskapsmessige endringer innenfor gjerdet som kan påvirke hjorteviltets arealbruk og ressurstilgang. I 2017 var vegetasjonstilveksten i deponifyllingen stor og ulike lauvtrær samt sitkagran dannet tettvekste bestander som i 2019 hadde høyder opp til ca. 3-4 meter (**Figur 2**). **Figur 1** viser området slik det framsto i 2017, mens **figur 2** viser området som det var i 2019. Som det framgår fra figurene har skogsområdene i fokusområdene 1 og 7 blitt fjernet. I tillegg er den tette busk og trevegetasjonen i deponifyllingen fjernet (se **Figur 2**). Hensikten med inngrepene er å redusere biomasse for å begrense branntilløp og redusere omfanget av eventuelle branner mest mulig. Til sammen representerer disse områdene et betydelig biotoptap sett i forhold til tilsvarende områder innenfor gjerdet.

I denne rapporten presenteres estimat for antall hjortevilt innenfor gjerdet. To forvaltningsmessige tiltak vurderes: 1) Ta ut hele hjorteviltbestanden eller 2) forvalte bestanden på et bærekraftig nivå i forhold til ressursgrunnlaget innenfor gjerdet. Herunder omtales mulige tiltak som kan slippe dyr ut men ikke inn. Konsekvenser relatert til ammunisjonsvalg (homogene vs. blybaserte prosjektiler) diskuteres i forhold til brannfare og miljøeffekter.

2 Metodisk tilnærming

Estimering av hjorteviltbestander er alltid forbundet med usikkerhet. Som omtalt i rapporten fra siste bestandsestimering i 2017 (se kap. 1.1) kan man oppnå rimelig sikre estimater på små avgrensede områder dersom det forekommer gode sporingsforhold på nysnø slik at gamle spor kan kontrolleres for samt at spor kan observeres på individnivå (Stokke 2017). I 2019 var det imidlertid ikke noe snø som kunne lette estimeringen. Det var også tilvekst av lyng i transektlinjene slik at det var vanskelig å observere dyremøkk. Noen metoder som ble anvendt ved estimeringen av hjorteviltbestanden i 2017 var derfor uegnet eller mindre relevant å anvende ved estimeringen i 2019. Den primære metodiske tilnærmingen i 2019 ble derfor direkte observasjoner fra bil og til fots i terrenget på dagtid. I tillegg ble det, som et forsøk, foretatt en Distance sampling estimering av rådyrbestanden. Feltarbeidet ble gjennomført i perioden 4. til og med 8. november 2019.

2.1 Direkte observasjon av hjortevilt innenfor gjerdet

Ved direkte observasjon forflyttet jeg meg langs veien med en bil i maksimalt 30 km/t på innsiden av gjerdet som omslutter anlegget, med unntak for de veistrekingene som befinner seg i selve fabrikkområdet som ikke ble inventert (**Figur 1**). Hver gang dyr ble observert ble dato, klokkeslett, bilens posisjon (UTM), antall dyr samt kjønns- og aldersfordeling registrert. For å kunne beregne posisjonen til de observerte dyrene ble følgende data innsamlet (se også **Figur 3**): observatørens posisjon (x_b, y_b målt som UTM), avstanden ($dist$) mellom observatør og dyreindivid eller senteret til en flokk med dyreindivider (målt med lasermåler), vinkelen α som linjen ($dist$) dannet med nord-sør lengdesirkelen og vinkelen β som transektlinjen dannet med lengdesirkelen (målt ved hjelp av kompass). Dyrenes eksakte posisjon, angitt med koordinater x og y , ble beregnet som følger:

$$(x, y) = \left\{ x_b + \left(\sin \frac{Gr}{360} 2\pi \cdot dist \right), y_b + \left(\cos \frac{Gr}{360} 2\pi \cdot dist \right) \right\},$$

hvor $Gr = |\beta - \alpha|$

I tillegg ble, så langt som mulig, dyrenes kondisjon vurdert, men dette ble ikke gjort for de individene som befant seg lengst bort eller som var delvis skjult av tett vegetasjon. En lyssterk kikkert (10X50) ble anvendt til dette formålet. For å få informasjon fra områder som ikke var synbare fra veien, ble disse områdene oppsøkt til fots. Registrerte data der var de samme som nevnt foran. Det ble sett etter sporavtrykk langs veinettet for eventuelt å få bekreftet om det var hjort innenfor gjerdet.

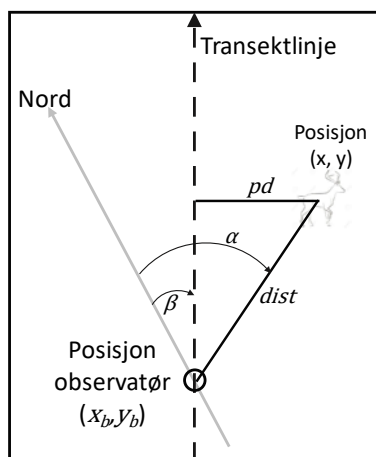
Med utgangspunkt i observasjonene ble kjønnsraten beregnet som snittverdien av forholdet mellom voksne bukker og geiter (2 år eller mer) per kompletterte transektkjøring. Tilsvarende ble kalveraten beregnet som kalv per voksen geit.

2.2 Distance sampling

I tillegg til direkte observasjoner ble det forsøkt å estimere dyretettheter ved hjelp av Distance sampling programmet (Buckland et al. 2001, Buckland et al. 2004, Thomas et al. 2010). Distance metodikken skiller seg fra konvensjonelle tellemetoder ettersom den produserer et tetthetsestimert selv om bare en viss andel av alle individene i transektetarealet er observert. Metodikken er derfor i utgangspunktet mer effektiv enn standard transekttellinger fordi man kan anvende bredere transektlinjer enn ved konvensjonelle tellemetoder hvor det forutsettes at alle dyreindivider blir observert. Distance metodikken tar også høyde for at dyr opptrer i flokker, noe som de andre metodene neglisjerer. I tillegg kompenserer metodikken til en viss grad for variabel siktbarhet i transektene. Ettersom transektene ble kjørt gjentatte ganger i løpet av en ukes tid avspeiler distancetilnærmingen bestandsstørrelsen i dette tidsrommet, i motsetning til andre metoder, som for eksempel møkkdungetellinger, som avspeiler bestandsstørrelser over lang tid.

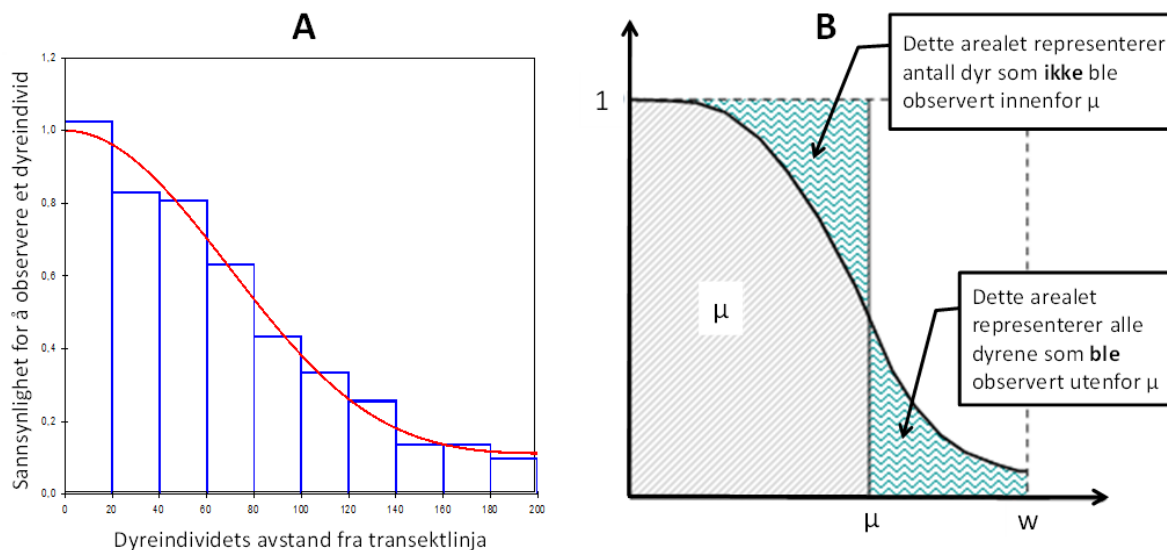
Ut ifra de registrerte observasjonene og målene som ble innsamlet ved de direkte observasjonene kan man modellere en deteksjonssannsynlighet i forhold til dyrenes perpendikulære avstander, pd , fra transektlinja (**Figur 3**). Perpendikulære avstander ble beregnet som:

$$pd = dist \cdot \sin \alpha$$



Figur 3. Figuren viser hvilke vinkler og lengdemål som ble registrert til Distance analysen. Benevningene følger nomenklaturen i teksten.

Da kan man generere en frekvensfordeling av antall observasjoner for registrerte perpendikulære avstander (pd) fra transektlinja (søylene i **Figur 4 A**). Denne fordelingen viser normalt en fallende tendens for antall observasjoner med økende avstand fra transektlinja pga. redusert observasjonssannsynlighet. Når man modellerer frekvensfordelingen finner man sannsynlighetsfordelingen for å oppdage et individ ved en gitt avstand fra transektlinja (den røde kurven i **Figur 4 A** og tilsvarende kurve i **Figur 4 B**). Metodikken vil derfor til en viss grad kompensere for variabel siktbarhet mellom ulike områder.



Figur 4. A viser frekvensfordelingen av antall observasjoner i forhold til avstanden fra senterlinja. Den modellerte sannsynlighetsfordelingen er vist som en rød graf over frekvensfordelingen. B viser den samme sannsynlighetsfordelingen og prinsippet for plassering av μ (effective strip half-width). De to skraverte arealene på hver sin side av μ representerer like store arealer og derfor like mange dyreindivider. W indikerer den maksimale pd -distansen som inkluderes ved analyseringen. Ved å utelukke observasjoner med pd -lengde $> w$ fjernes data som gir lite informasjon og derved forenkles modelltilpasningen (Buckland et al. 2001).

Dersom alle individer langs transektene hadde blitt observert ville dyretettheten D kunne estimeres som (alle formler etter Buckland et al. 2001, 2004):

$$D = \frac{n}{2wL},$$

hvor n = antall individer, w = halve transektbredden og L = transektlengden. Men fordi en viss andel av dyrene ikke blir observert blir formelen for tetthet: $D = n/(2wLP)$, hvor P er sannsynligheten for å oppdage et individ i transektet. P kan estimeres som følger:

$$P = \frac{\int_0^w g(x)dx}{w} = \frac{\mu}{w},$$

Hvor $g(x)$ er sannsynligheten for at et individ oppdages i avstand x fra senterlinjen. Enheten μ defineres som "effective strip half-width" (avstanden μ i **Figur 4 B**). Denne avstanden defineres slik at alle dyrene som er observert utenfor distansen μ eksakt tilsvarer antallet dyr man ikke har sett innenfor μ . Derved får man et mål på antall dyr som ikke er observert (innenfor avstanden μ) og det totale antallet dyr innenfor "effective strip half-width" kan derved estimeres matematisk (dette er basert på at de to skraverete arealene i **Figur 4 B** har det samme arealet). Arealet ($\mu \cdot 1 \cdot$ transektlengden) representerer da antallet dyr som befinner seg mellom transektlinjen og avstanden μ langs transektet. Dette gjøres ved å definere en "probability density function" $f(x)$ gitt ved:

$$f(x) = \frac{g(x)}{\int_0^w g(x)dx} = \frac{g(x)}{\mu},$$

Det betyr at $f(0) = g(0)/\mu = 1/\mu$. Funksjonen $f(0)$ er per definisjon 1 fordi alle individer som befinner seg på senterlinja er observert. Fordi parameteren μ er en funksjon av registrerte avstander kan tettheten D uttrykkes som følger:

$$D = \frac{n \cdot f(0)}{2L} = \frac{n}{2L\mu}$$

Distancetilnærmingen krever at fem forutsetninger oppfylles: 1) alle individer som er på transektlinjen må observeres (sannsynligheten for å se et individ på linja må være lik 1 for at modelleringen skal bli korrekt – se **Figur 4**); 2) alle individer observeres før de setter seg i bevegelse på grunn av observatøren, 3) alle registrerte mål (vinkler og avstander) er nøyaktige, 4) individer er oppdaget uavhengig av hverandre (dvs. det er tillatt å midlertidig forlate transektlinjen for å sikre korrekt observasjon, for deretter å returnere til linjen, men man kan ikke inkludere dyr som derved oppdages) og 5) transektene er vilkårlig fordelt i forhold til individenes fordeling. Hvorvidt disse forutsetningene er imøtekommet er vurdert i diskusjonen.

Som transekter ble deler av veinettet benyttet (**Figur 2**). Lengden til transektene ble oppmålt i Google Earth Pro. Lengdene til transektene 1, 2 og 3 var henholdsvis 1253 m, 1459 m og 3014 m (**Figur 2**).

3 Resultater

3.1 Estimering av rådyrbestanden - direkte observasjon

I løpet av 3 dager ble det sett til sammen 75 rådyr fordelt på 44 observasjoner (enkeltdyr og familiegupper), men ingen hjort. Det ble heller ikke observert hjortespor under transektkjøringen. Fordelingen av observasjonene i terrenget er vist i **Figur 5**. Som det framgår av figuren ble de fleste observasjonene gjort i friarealene sør-øst for fabrikkinstallasjonene og i friområdet rundt flammearnet. Tre observasjoner ble gjort ved hovedinngangen og administrasjonsbygget lengst i sør.



Figur 5. Figuren viser de 44 posisjonene til rådyr (enkeltdivider eller grupper) som ble observert i november 2019.

Tidspunkt per rådyrobservasjon samt alders- og kjønnsfordelingen er vist i **tabell 1**. Den første feltdagen (5. november) ble det observert 5 single voksne råbukker, 4 voksne rågeiter med 8 årskalver, 3 voksne rågeiter uten følge med årskalv(er), 2 årskalver uten følge med voksen geit og 6 dyr som ikke lot seg identifisere til alder og kjønn. Til sammen 28 rådyr.

Den andre feltdagen (6. november) ble det sett 21 rådyr, 7 mindre enn forrige dag. Herav var det 4 voksne råbukker, 3 voksne rågeiter med 5 årskalver og 1 voksen rågeit uten følge med årskalv. Videre ble det observert 2 bukkekalver uten følge med geit og 4 ungdyr fordelt på 2 geiter og 2 bukker. To dyr ble ikke kjønns- eller aldersbestemt.

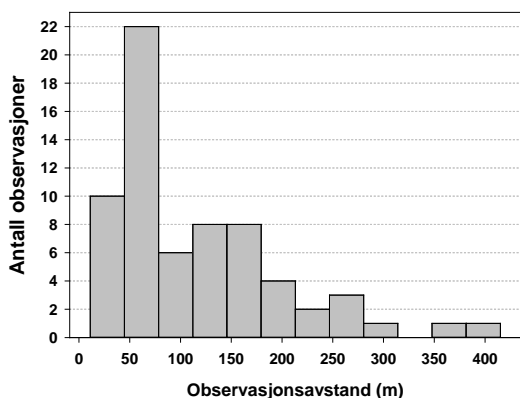
Den siste feltdagen (7. november) ble det observert 26 rådyr fordelt på: 4 single voksne råbukker, 4 voksne rågeiter med 11 årskalver, 1 voksen rågeit uten følge med årskalv, 5 ungdyr fordelt på 3 geiter og 2 bukker og 1 rådyr som ikke ble kjønns- eller aldersbestemt.

Tabell 1. Oversikt over alders- og kjønnsfordeling for rådyrobservasjoner november 2019. Videre er dato og tidspunkt for observasjonene samt summasjonsstatistikk lagt inn.

Dato (mmdd)	Tid ttmm	Voksen		Ungdyr		Årskalv		Årskalv Ukjent	Ukjent	Total	Total per dag
		Bukk	Geit	Bukk	Geit	Bukk	Geit				
1105	1111	1								1	28
	1113	1								1	
	1114								3	3	
	1125		1			2		1		4	
	1215					1	1			2	
	1226	1								1	
	1232		1							1	
	1247		1							1	
	1255	1								1	
	1300		1			1	1			3	
	1311		1				1			2	
	1422		1							1	
	1450								3	3	
	1510	1								1	
	1537		1			1	1			3	
1106	0940			1	1					2	21
	1018					2				2	
	1030	1								1	
	1107	1								1	
	1135			1	1					2	
	1150		1			1	1			3	
	1160								1	1	
	1202		1					2		3	
	1210		1							1	
	1326	1								1	
	1341		1			1				2	
	1421	1								1	
	1511								1	1	
1107	0857								1	1	26
	0935	1			1					2	
	0940					1	1			2	
	0940				1					1	
	0940			1						1	
	0940					2				2	
	1252	1								1	
	1259		1							1	
	1311		1			1	1			3	
	1316			1						1	
	1318	1								1	
	1333				1					1	
	1340		1			1	1			3	
	1340		1				1			2	
	1413		1			1	1			3	
	1434	1								1	
Total		13	16	4	5	15	10	3	9	75	75

Med utgangspunkt i observasjonene ble kjønnsraten beregnet til 0,8 bukker per voksen geit og kalveraten til 1,8 kalver per voksen geit.

Flere steder innenfor gjerdet er landskapet «åpent» med god siktbarhet og dyr kan observeres på store avstander. I og med fjerningen av en del vegetasjon har sikten ytterligere blitt bedre. Som det framgår av **figur 6** ble rådyr observert opptil 400 meter fra observatøren. For å få en rimelig god bedømmelse av kondisjonen til et rådyr må det observeres på forholdsvis kort avstand uten å være skjult bak tett buskvegetasjon. Av denne grunn ble kondisjonen til 41 rådyr ikke vurdert. Av de øvrige rådyrene hadde 2 god, 34 middels og 5 dårlig kondisjon. En av rågeitene som hadde 2 årskalver haltet på en bakfot, men virket til å være i rimelig bra kondisjon tross skaden. Generelt så derfor rådyrene innenfor gjerdet ut til å være i en rimelig god kondisjon i november 2019 (se eksempler i **Figur 7**).



Figur 6. Figuren viser fordelingen av avstander som rådyrene ble observert på. Merk at disse avstandene ikke er de samme som de perpendikulære avstandene som benyttes i Distance analysen.



Figur 7. Rådyr med rimelig bra kondisjon på innsiden av gjerdet.

3.2 Estimering av rådyrbestanden – Distance metoden

Ved modelleringen av rådyrbestanden ble 4 cosinusjusterte nøkkelfunksjoner tilpasset datamengden. Kvaliteten til de ulike modellene ble vurdert ved hjelp av Akaike kriteriet (Akaike 1973). Basert på dette kriteriet ble modellen med Hazard-rate funksjonen valgt som den beste tilpasningen til dataene. Datamengden ble trunkert ved 170 meter (dvs. $pd \geq 170$ m ble utelatt) og avstandene ble inndelt i 6 grupper for å gi best mulig tilpasning av deteksjonskurven.

Distance analysen estimerte verdier for 3 utvalgte parametere ved anvendelse av Hazard-rate nøkkelfunksjonen (**Tabell 2**). Estimeringen tilsa at det var 21,4 flokker (primært geit med kje) per km^2 . Feilmarginen er stor og estimert til å ligge mellom 4,5 og 101,0 flokker per km^2 med tilhørende variasjonskoeffisient på 49,8 %. Estimert for forventet flokkstørrelse på 1,8 individer er mer robust med en feilmargin mellom 1,5 og 2,1 individer per flokk og tilhørende variasjonskoeffisient på 8,1 %. Tettheten av rådyr innenfor gjerdet ble estimert til å være 37 individer per km^2 som da tilsvarer antall rådyr innenfor gjerdet ettersom friarealet innenfor gjerdet dekker 1 km^2 . Feilmarginen er stor og ligger mellom 8,2 og 171,5 individer per km^2 med tilhørende variasjonskoeffisient på 50,4 %.

Tabell 2. Parameterestimaterne fra Distance analysen.

Parameter	Punkt- estimat	Standard feil	Variasjons- koeffisient (%)	Konfidensintervall (95 %)	
				Nedre	Øvre
Tetthet av flokker per km^2	21,4	10,6	49,8	4,5	101,0
Forventet flokkstørrelse	1,8	0,1	8,1	1,5	2,1
Rådyr per km^2	37,0	18,9	50,4	8,2	171,5

4 Diskusjon

4.1 Evaluering av transektobservasjonene

Ved transektbruk og direkte observasjon av hjorteviltpopulasjoner får man informasjon om antall individer samt kjønns- og aldersstrukturer. Et problem med denne metodikken er at det er vanskelig å kontrollere for hvorvidt individer observeres flere ganger per tellerunde fordi dyrene vil kunne flytte seg mye raskere enn observatøren. I tillegg er det svært sannsynlig at en del individer ikke oppdages under telling. Dette skyldes tett vegetasjon, variert topografi og at områder ikke er synbare fra transektene. For eksempel var det hensiktsløst å observere i den tette vegetasjonen på deponifyllingen (vegetasjonsfjerningen ble påbegynt mot slutten av inventeringen). Selv ved gjennomlysningen av den tette vegetasjonen på deponifyllingen så ble aldri noen dyr sett selv om det ved noen anledninger ble hørt lyder som kunne indikere at hjortevilt var skremt ut. En annen faktor som kan påvirke resultatet er værforholdene fordi siktbarhet og lysforhold vil kunne variere og påvirke deteksjonsmuligheten. Rimelig stabile værforhold med god sikt under inventeringen har sannsynligvis bidratt til at denne faktoren hadde liten effekt i denne tellingen. Flere forhold bidrar således til å øke usikkerheten ved denne metodikken og generelt må man forvente at man underestimerer tettheten av dyr i området som telles.

Imidlertid er situasjonen for de innesperrede hjorteviltindividene på Nyhamna ikke direkte sammenlignbar med frittlevende populasjoner og dette kan bidra til en nedjustering av feilmarginen. Dyra lever på et avgrenset friareal hvor forstyrrelsene er svært begrenset og forutsigbare. Daglig kjører et vaktelskap langs gjerdet med en bil i sakte fart for å oppdage uønskede hendelser samt for å kontrollere hvorvidt gjerdet er funksjonelt og intakt. De forlater sjelden kjøretøyet og dyra er derfor vant til en begrenset biltrafikk, men mer sensitive i forhold til gående personer i friarealet. Menneskelig bevegelse utenfor friarealet i anleggsområdet er forutsigbart og dyra responderer følgelig lite på den aktiviteten. Når tellinger gjennomføres forholder dyra seg derfor meget rolig i forhold til bilen og lar seg lett observere og telle i henhold til alder og kjønn uten nevneverdig stress, noe som høyner kvaliteten på registreringene. Sannsynligheten for at dyr forflytter seg som en følge av observatørens tilstedeværelse er derfor trolig mye mindre på Nyhamna enn mange andre steder.

En annen faktor som minket faren for gjentatte registreringer av samme dyr per telling var at de gode observasjonsforholdene tillot at noen individer lett lot seg gjenkjenne på grunn av spesielle karaktertrekk. Dette angikk spesielt gevir for bukker (se råbukk nederst til høyre i **Figur 7**) og eksempelvis skader som gjorde den haltende rågeita og hennes kje lett gjenkjennbare. Men dette til tross må man anta at 28 rådyr, som er det maksimale antallet av rådyr som ble observert på en dag (5. november), er et underestimat.

4.2 Evaluering av Distance tilnærmingen

Som tidligere nevnt i metodikkapittelet er det 5 forutsetninger som må oppfylles for at estimatene skal bli pålitelige. I denne studien er sannsynligvis forutsetningene 1, 3 og 4 innfridd med tilstrekkelig presisjon. Derimot er det ikke sikkert at forutsetning nummer 2 ble oppfylt. Dyrenes tilvenning til forstyrrelser, som omtalt i forrige kapittel, sannsynliggjør imidlertid at dette ikke var et stort problem. Mer problematisk er imidlertid transektenes plassering, utforming og antall (forutsetning nummer 5). Det er overveiende sannsynlig at transektene ikke er plassert uavhengig av dyrenes fordeling i terrenget. Av denne grunn er det ikke anbefalt å anvende veier og stier som transekter (Buckland et al. 2001). På den annen side hevder Hiby og Krishna (2001) at dette muligens ikke er problematisk så lenge hovedmengden av observasjonene ligger innenfor kurvaturradiusen og at man anvender de minste avstandene fra transektet i kurver. Det vil si at kurvaturradiusen må være større en «skulderbredden» til deteksjonskurven (se metodikkavsnittet). På Nyhamna er dette kravet sannsynligvis oppfylt for mange av kurvene, men åpenbart ikke for alle. Det betyr at en del perpendikulære avstander er feil og følgelig blir deteksjonskurven som definerer tetthetsestimeringen mindre presis. En annen viktig feilkilde er utvilsomt det lave antallet av transekter som ble anvendt. Fordi variansen i observasjonsrater kommer fra variansen på tvers av transekter vil variansen øke desto færre transekter man anvender. Denne feilkilden sammen med få

observasjoner per transekt er trolig hovedårsakene til den store variansen vi ser i estimatene fra Distance-analysen.

4.3 Vurdering av hjorteviltbestanden

Det høyeste rådyrantallet som jeg observerte på en komplett transektkjøring var 28 individer. Det antas, ut ifra vurderingene i kapittel 4.1, at dette var ulike individer. Distance-analysen, som forsøksmessig ble prøvd, antyder at det sannsynligvis var flere individer innenfor gjerdet. Men her er usikkerheten svært stor med et bredt konfidensintervall (8,2 – 171,5 individer) som tilsier at estimatet er lite anvendbart. Med utgangspunkt i de direkte observasjonene, som er et underestimat, er det sannsynliggjort at det kan være mellom 30 og 40 rådyr innenfor gjerdet. Dette estimatet er heller ikke urimelig sett i forhold til at bestanden ble estimert til å være rundt 20 dyr før reproduksjon våren 2018 (Stokke 2017). Herunder må det imidlertid beregnes at tetthetsavhengige faktorer har bevirket økt kalvedødelighet og utsatt første gangs reproduksjon for unge rågeiter (se også kap. 4.4).

Når det gjelder hjort så ble det hverken observert dyr eller spor. Imidlertid kan man ikke utelukke at det er hjort innenfor gjerdet. I 2017 var det helt sikkert 1 hjort på området og den kan fortsatt være der (Stokke 2017). Hjorten oppholder seg gjerne i tett vegetasjon og dersom den ofte besøkte den tette vegetasjonen på deponifyllinga reduserte dette i så fall sannsynligheten for å observere den.

4.4 Demografiske forhold

Kjennskap til fødsels- og dødsrater er viktig for å kunne forstå bestandssvingninger, atferd og livshistorietrekk (Promislov og Harvey 1991, Stearns 1992). Kjønns- og kalverater er viktige faktorer i denne sammenhengen. I november 2019 var det 0,8 voksne bukker per rågeit og 1,8 kje per voksen geit i området innenfor gjerdet. For de fleste arter er kjønnsraten 1:1 for befruktede egg (Ridley 1993). Avvik fra denne raten må derfor skyldes at et kjønn har større tap av individer på senere livsstadier. Slike tap kan skyldes predasjon, jakt eller stokastiske hendelser. For hjortevilt vil det normalt være kalvedødeligheten som har størst betydning og hos seksuelt dimorfe arter er det en tendens til at flere hannkalver enn hunnkalver dør (Clutton-Brock 1991). Predasjon er utelukket i dette området ettersom oteren er det største rovdyret på øya. Da gjenstår jakt og stokastiske hendelser som de eneste alternativene for økt mortalitet. I områder hvor jakt foregår blir det ofte felt flere bukker enn geiter og følgelig blir kjønnsraten skeiv med overvekt av geiter (Solberg et al. 2000, Andersen et al. 2004). I tidsperioden 2010 – 2012 var kjønnsraten for voksne rådyr (2+ år) på øya Gossa 0,3 – 0,5, noe som er vesentlig lavere enn den raten (0,8) vi nå ser på innsiden av gjerdet hvor regulær jakt ikke skjer (Stokke 2014). Kjønnsraten til dyra som er på innsiden av gjerdet er derfor sannsynligvis nærmere det som forekommer i «naturlige» ikke høstede populasjoner hvor det er en tendens til at flere bukke- enn geitekalver faller fra (Clutton-Brock 1991).

Hva kan så kalveraten på innsiden av gjerdet fortelle oss om rådyras situasjon? I en rådyrbestand vil det maksimale antallet dyr som kan leve i et område sannsynligvis først og fremst bestemmes av beitetilgangen/bæreevnen (Andersen et al. 2004). For en gitt bæreevne i et område vil tetthetsavhengige effekter gjøre seg mer og mer gjeldende desto større bestanden blir. Dette viser seg først og fremst ved at kalvedødeligheten øker, men også ved at geitas alder ved første gangs kalving øker og at det produseres færre kalver per geit (Andersen et al. 2004). Selv ved høye tettheter vil ofte voksne dyr til en viss grad evne å opprettholde rimelig bra kondisjon og kalveproduksjon. Men kalvedødeligheten vil øke kraftig i de første dagene etter fødselen. Geitene evner derfor å opprettholde kroppskondisjonen ved å «justere» antall kalver som bringes fram (Hewison og Gaillard 2001, Andersen et al. 2004). På øya Storfosna så man et godt eksempel på dette. Rådyrbestanden på øya økte fra 81 til 279 dyr i løpet av fire år og nådde derved en svært høy tetthet på 40 rådyr per km². I løpet av den perioden sank kalveproduksjonen fra godt over 2 kalver per geit til 1,7 kalver per geit (Andersen et al. 2004). Denne kalveraten (1,7 kalver per geit) er nærmere den (1,8 kalver per geit) vi nå ser på innsiden av gjerdet på Nyhamna. Dette indikerer at tetthetsavhengige faktorer påvirker kalveproduksjonen innenfor gjerdet og at tettheten derfor ikke bør bli større dersom man skal unngå en generell reduksjon av rådyras

kondisjon. Erfaringene fra uttaket i 2014 – 2015 viser også at en rådyrbestand på over 40 dyr fører til signifikant avmagring av dyra (Stokke 2014, Stokke 2017). Det er derfor nødvendig å sette inn tiltak for å redusere bestanden.

4.5 Mulige tiltak for å begrense hjorteviltpopulasjonen

For tiden foregår det en fjerning av skog- og buskvegetasjon innenfor gjerdet på Nyhamna. Hensikten med dette er å minske mengden av brennbart materiale i tilfelle brann og for å få bedre oversikt over området. All gjenvekst av vegetasjon vil deretter trolig bli suksessivt fjernet for å opprettholde små biomasser av brennbart materiale. For hjorteviltet medfører dette en degradering av livsmiljøet i og med at mulighetene for skjul og ly blir vesentlig redusert. Tidligere kunne rådyr smette ut og inn fra området mellom spilene i bommene, men etter at bommene ble modifisert er denne transportrutene borte. Muligheten rådyrene hadde til enten å forlate området eller dra veksler på resurser utenfor gjerdet ble derved fjernet og rådyr mistet muligheten til «selvregulering». Tettheten av rådyr bør derfor reduseres og man bør vurdere hvorvidt det er ønskelig med en bestand innenfor gjerdet når kvaliteten på habitatet og bæreevnen er redusert. Derfor har man i prinsippet to muligheter for videre forvaltning av hjorteviltstammen innenfor gjerdet. Enten fjernes alle dyr eller så holdes stammen på et bærekraftig nivå over tid.

4.5.1 Fjerning av hjortevilt ved fellinger

Med denne tilnærmingen har man mulighet til å ta ut alle dyra. Erfaringsmessig er det imidlertid vanskelig og resurskrevende å få tatt ut de siste dyra fordi jakta har gjort dem mer sensitiv i forhold til menneskelig aktivitet rettet mot dem (de Boer et al. 2004, Stokke 2015, Stokke 2017). I et forsøk på Storfosna klarte man aldri å ta ut alle dyra (Linnell pers. med.). Dette blir spesielt krevende ved Nyhamna hvor det er strenge sikkerhetsrutiner i henhold til gnistdannelse (dvs. munningsflamme og rikosjetter) ved eventuelle gasslekkasjer (Stokke 2015).

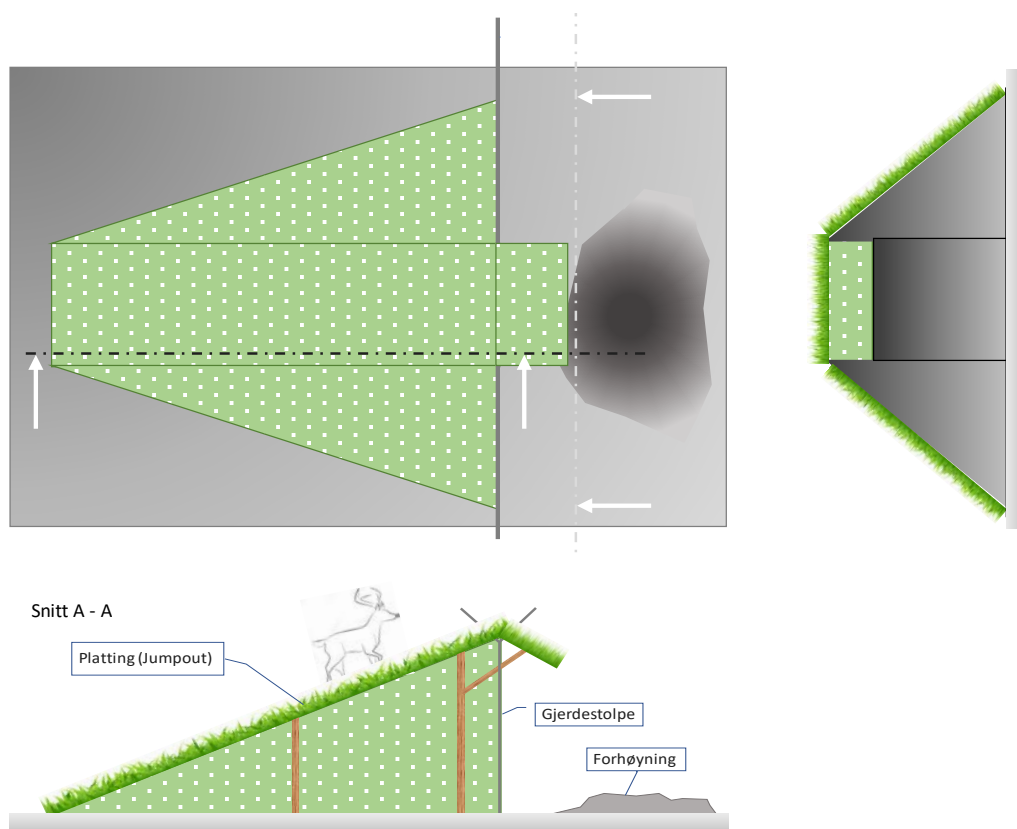
Ved forrige uttak ble dyra primært felt med blyholdige ekspanderende jaktkuler (Stokke 2015). Slike kuler avsetter bly i kjøttet som omgir sårkanalen, noe som medfører en risiko for at konsumenter eksponeres for det giftige tungmetallet (Hunt et al. 2009, Lindboe et al. 2012, Arnemo et al. 2016, Stokke et al. 2017). Flere studier har vist at jevnlig inntak av viltkjøtt fra dyr skutt med blyholdig ammunisjon medfører forhøyede nivåer av bly i blodet (Iqbal et al. 2009, Bellinger et al. 2013, Arnemo et al. 2016). Imidlertid er blyfrie ekspanderende jaktkuler tilgjengelige og det foreligger nå flere studier som viser at blyfrie jaktkuler er like effektive som blybaserte ved konvensjonell jaktutøvelse (Trinogga et al. 2013, Kanstrup et al. 2016, McTee et al. 2017, Stokke et al. 2019). Det bør derfor vurderes å anvende homogene kobberbaserte ekspanderende jaktkuler ved neste uttak av hjortevilt. I tillegg til å fjerne risikoen for blykontaminering av kjøttet, kan anvendelsen av homogene kuler gi viktig informasjon til pågående sårballistisk forskning fordi uttaket vil foregå kontrollert slik at god datakvalitet sikres. Registrerte data fra forrige uttak ved Nyhamna ga viktige bidrag til vitenskapelige sårballistiske publikasjoner som Stokke et al. (2018 og 2019). Ved å anvende skadeskytingsmodellen kan man nå kvalitetssikre fellinger av pattedyr slik at man ved eksterne henvendelser kan vise til at dyrevelferdsmessige prinsipper er godt ivarettatt i løpet av fellingsprosessen (se Stokke et al. 2018). Kommende uttak på Nyhamna kan derfor kvalitetssikres i likhet med alt annet arbeide som foregår ved anlegget.

Imidlertid er det viktig å være klar over faren for antennelse av organisk tørt materiale på grunn av rikosjetter fra harde overflater (Finney et al. 2016). Alle mantlede og homogene kule typer avfyrt fra jaktrifler kan ved treff mot harde flater, som for eksempel stein, avgi fragmenter med høy nok temperatur til at nærliggende tørt organisk materiale kan antennes. Men på grunn av at rene kopperkuler og kuler med stålkjerner avgir større fragmenter, som taper mindre varme før de treffer organisk materiale, så har de en noe større sannsynlighet til å forårsake antennelse av nærliggende organisk materiale (Finney et al. 2016). Man bør derfor tilstrebe at avfyrte kuler, også blybaserte, ender opp i sikre kulefang hvor faren for rikosjetter er minst mulig. Fare for antennelse ved bruk av rene kopperkuler er imidlertid lite trolig ettersom klimaet i regionen ofte er fuktig. I tillegg vil alle kuler som treffer bakken ha ekspandert etter å ha passert gjennom et dyr og derved tapt så mye energi at varmeutviklingen ved rikosjettering trolig vil være for liten til å forårsake en antenning.

Med basis i erfaringene fra det siste uttaket vil jeg foreslå noen tiltak som kan effektivisere kommende uttak. Det bør tillates å anvende bandhund ved drev mot poster for å sikre en hurtigere og mer presis lokalisering og sporing av dyr. Det bør også tillates å øke antallet poster. Videre bør det vurderes å søke om bruk av spotlys for å ta ut dyr etter mørkets frambrudd. Bruk av lys vil kunne "låse" dyra i en stillestående posisjon lenge nok til at de kan tas ut på en kontrollert og sikker måte. Dette kan bli viktig for å få tatt ut de siste dyra etter som det må forventes at de blir mer vaksomme mot menneskelig oppmerksomhet når de etterstrebes oftere. Det er imidlertid opp til Shell å avgjøre hvilke tilnærminger og sikkerhetsnivåer de vil legge seg på.

4.5.2 Alternative tilnærminger for å forvalte hjorteviltpopulasjonen

Hjortevilts forflytning ut og inn fra området kan påvirkes i større eller mindre grad med to innretninger. Disse kan eventuelt kombineres med felling av hjortevilt ved behov. Jeg vil i det følgende beskrive «jumpouts» og spalteåpninger i gjerdet.



Figur 8. Figuren viser en prinsippskisse for en mulig «jumpout» på Nyhamna. Øverst er jumpout plattingen (grønn) sett ovenfra. To snitt er lagt inn – sett nedenfra og fra høyre.

Med en jumpout menes en platting/fylling som gjør det mulig for hjortevilt å gå opp til toppen av gjerdet og hoppe ned på utsiden (Huijser et al. 2015, Jensen et al. 2018). **Figur 8** viser en mulig utforming for en slik platting på Nyhamna. Plattingen må framstå som en forhøyning av terrenget opp til toppen av gjerdet slik at det faller naturlig for hjortevilt å entre plattingen. Det vil si at plattformen må være dekket med den vegetasjonen eller det substratet som omgir konstruksjonen. En jumpout bør være lav nok til at hjortevilt oppmuntres til å hoppe ut men høy nok til å motvirke at de hopper tilbake. Det betyr at høyden på konstruksjonen blir kritisk og at det sannsynligvis er en optimal høyde (Huijser et al. 2015). For å oppmuntre dyra til å hoppe ut kan det anrettes en liten forhøyning/dunge som dyra kan lande på (**Figur 8**). For å motvirke returhopping kan man montere en planke horisontalt på toppen slik at dyra må huke seg litt ned for å komme under når de skal hoppe ned (NB ikke vist i **Figur 8**). Med en slik utforming kan rampa gjøres noe lavere samtidig som planken gjør det vanskelig å hoppe tilbake. Foreløpige erfaringer fra

USA kan indikere at anvendelsen av slike strukturer kan variere med art, kjønn, alder og flokkstørrelse (Jensen et al. 2018). Imidlertid er erfaringsgrunnlaget tynt og data mangler for flere arter når det gjelder effekten og bruken av jumpouts (Jensen et al. 2018). Et prøveprosjekt på Nyhamna kunne derfor bidra med nyttig og ny informasjon om utforming og effekt av slike installasjoner.

En annen og meget enkel innretning som kan vurderes er å montere inn spalteåpninger i gjerdet med samme bredde som spilebredden i de gamle bommene. Spalteåpningene må være uten kvasse kanter og de behøver ikke være høyere enn ca. 70 cm. Sannsynligheten for at rådyra vil ta innretningen i bruk er rimelig stor sett ut ifra den erfaringen man har med at rådyr passerte ut og inn ved å smette mellom spilene i bommene før de ble modifisert (Stokke 2017).

Begge tiltakene vil, dersom de tas i bruk, muliggjøre at rådyr kan slippe ut fra området dersom ressursmangelen øker på innsiden av gjerdet. På den måten kan man oppnå en «selvregulerende» effekt som kan minke behovet for å ta ut dyr ved felling. Begge de foreslåtte tiltakene kan med fordel plasseres nær hovedporten hvor man har god oversikt og kontinuerlig oppsyn over installasjonene.

5 Referanser

- Akaike, H. 1973 Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In Petrov, B.N., Csáki, F. (red.), 2nd International Symposium on Information Theory, Tsahkadsor, Armenia, USSR.
- Andersen, R., Mysterud A. & Lund, E. 2004. Rådyret – det lille storviltet. Naturforlaget.
- Arnemo, J.M., Andersen, O., Stokke, S., Thomas, V.G., Krone, O., Pain, D.J. & Mateo, R. 2016. Health and environmental risks from leadbased ammunition: science versus socio-politics. *EcoHealth* 13:618–622.
- Bellinger, D.C., Bradman, A., Burger, J., Cade, T.J., Cory-Slechta, D.A., Finkelstein, M., Howard, H., Kosnett, M., Landrigan, P.J., Lanphear, B., Pokras, M.A., Redig, P.T., Rideout, B.A., Silbergeld, E., Wright, R. & Smith, D.R. 2013. Health risks from lead-based ammunition in the environment – a concensus statement of scientists. eScholarship, University of California. <http://escholaship.org/uc/item/6dq3h64x>
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations – Oxford Univ. Press.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2004. Advanced distance sampling – Oxford Univ. Press.
- Clutton-Brock, T.H. 1991. The evolution of parental care. New Jersey, Princeton University Press.
- de Boer, H.Y., van Breukelen, L., Hootsmans, M.J.M. & van Wieren, S.E. 2004. Flight distance in roe deer *Capreolus capreolus* and fallow deer *Dama dama* as related to hunting and other factors. *Wildlife Biology*, 10 (2004): 35–41.
- Finney, M.A., McAllister, S.S., Maynard, T.B. & Grob, I.J. 2016. A Study of Wildfire Ignition by Rifle Bullets. *Fire Technology*, 52: 931–954. DOI: 10.1007/s10694-015-0518-6
- Hewison, A.J.M. & Gaillard, J.M. 2001. Phenotypic quality and senescence affect different components of reproductive output in roe deer. *Journal of Animal Ecology* 70: 600-608.
- Hiby, L. & Krishna, M.B. 2001. Line transect sampling from a curving path. *Biometrics* 57: 727-731.
- Huijser, M.P., Kociolek, A.V., Allen, T.D.H., McGowen, P., Cramer, P.C. & Venner, M. 2015. Construction guidelines for wildlife fencing and associated escape and lateral access control measures. American Association of State Highway and Transportation Officials (AASHTO).
- Iqbal, S., Blumenthal, W., Kennedy, C., Yip, F.Y., Pickard, S., Flanders, W.D., Loring, K., Kruger, K., Caldwell, K.L. & Brown, J.M. 2009. Hunting with lead: association between blood lead levels and wild game consumption. *Environmental Research*. 109(8):952-9. doi: 10.1016/j.envres.2009.08.007.
- Jensen, A.J., Perrine, J.D., Siepel, N. & Robertson, M. 2018. A Proposed Analysis of Deer Use of Jumpout Ramps and Wildlife Use of Culverts along a Highway with Wildlife Exclusion Fencing. Proceedings of the Vertebrate Pest Conference. 28(28). DOI 10.5070/V42811026
- Kanstrup, N., Balsby, T.J.S. & Thomas, V.G. 2016. Efficacy of non-lead ammunition for hunting in Denmark. *European Journal of Wildlife Research* 62: 333–340. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1006-0>.
- McTee, M., Umansky, Y.A. & Ramsey, P. 2017. Better bullets to shoot small mammals without poisoning scavengers. *Wildlife Society Bulletin* 4: 736–742. <https://doi.org/10.1002/wsb.822>.
- Promislov, D.E.L. & Harvey, P.H. 1991. Mortality rates and the evolution of mammal life his-tory. *Acta Oecologica* 12: 119-137.
- Ridley, M. 1993. Evolution, Blackwell Scientific Publications, Cambridge.
- Solberg, E.J., Loison, A., Sæther, B.-E. & Strand, O. 2000. Age-specific harvest mortality in a Norwegian moose (*Alces alces*) population. *Wildlife Biology* 6: 41-52.
- Stearns, S. 1992. The evolution of life histories, Oxford University Press, New York.

- Stokke, S. 2014. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg. Overvåking av hjorteviltbestanden 2010 - 2012 - sluttrapport. NINA Rapport 1038. Norsk institutt for naturforskning.
- Stokke, S. 2015. Uttak av hjortevilt på Nyhamna. En dokumentasjon av hjort- og rådyruttaket 2013–2014. NINA Rapport 1111. Norsk institutt for naturforskning.
- Stokke, S. 2017. Hjortevilt på Nyhamna - Estimering av bestanden våren 2017 og mulige bestandsregulerende tiltak. NINA Kortrapport 77. Norsk institutt for naturforskning.
- Stokke, S., Arnemo, J.M. & Brainerd, S. 2017. Metal Deposition of Copper and Lead Bullets in Moose Harvested in Fennoscandia. *Wildlife Society Bulletin*: DOI: 10.1002/wsb.731.
- Stokke, S., Arnemo, J.M., Brainerd, S., Söderberg, A., Kraabøl, M. & Ytrehus, B. 2018. Defining animal welfare standards in hunting: body mass determines thresholds for incapacitation time and flight distance. *Scientific Reports* 8, 13786: DOI:10.1038/s41598-018-32102-0
- Stokke, S., Brainerd, S. & Arnemo, J.M. 2019. Unleaded hunting: Are copper bullets and lead-based bullets equally effective for killing big game? *Ambio*, <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01171-4>
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A. & Burnham, K.P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x.
- Trinogga, A., Fritsch, G., Hofer, H. & Krone, O. 2013. Are lead-free hunting rifle bullets as effective at killing wildlife as conventional lead bullets? A comparison based on wound size and morphology. *Science of the Total Environment* 443: 226–232.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4536-4

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger