

Plast i landbruket: kilder, massebalanse og spredning til lokale vannforekomster

Plastland



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Plast i landbruket: kilder, massebalanse og spredning til lokale vannforekomster (Plastland)	Løpenummer 7418-2019	Dato 04.10.2019
Forfatter(e) Sissel Brit Ranneklev, Rachel Hurley, Inger Lise Nerland Bråte og Christian Vogelsang	Fagområde Forurensninger	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Østfold	Sider 45 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Forskningsmidlene for jordbruk og matindustri	Oppdragsreferanse Elin Brekke
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180217

<p>Sammendrag</p> <p>Konsentrasjoner av mikroplast i landbruksjord og avrenningsvann fra landbruksarealer i Morsa (Vansjø-Hobølvassdraget) ble bestemt. Vann- og jordprøver ble tatt fra arealer hvor korn, gras, grønnsaker og bær dyrkes. I arealene hvor gras og korn dyrkes ble avløpsslam anvendt som gjødsel og jordforbedringsmiddel. I de andre arealene, bortsett fra ett, ble ulike type plastfilm for beskyttelse av avling og jorddekke benyttet. I det ene arealet, som ble betegnet som referanseareal, hadde det tidligere ikke vært benyttet avløpsslam eller plastfilm. Resultater viste at konsentrasjonene av mikroplast var lave, med unntak av et areal hvor ikke-biobasert bionedbrytbar plast av typen PBAT ble benyttet som jorddekke. Konsentrasjonene her betraktes som høye. Konsentrasjon av mikroplast i referanseareal var tilsvarende lik de andre arealene hvor lav konsentrasjon av mikroplast ble målt. I avrenningsvann fra et areal hvor korn og gras dyrkes, ble høye konsentrasjoner av mikroplast påvist. Det var lite samsvar mellom bruk av plast (landbruksfilm og landbruksfolie) og funn av disse plasttypene i jordsmonnet. I alt ble det påvist 14 ulike plasttyper i jordprøvene. Fragmenter, fibre og såkalte film/folie dominerte partikkelformene.</p>
--

Fire emneord	Four keywords
<ol style="list-style-type: none"> 1. Plast 2. Landbruk 3. Jord 4. Forurensning 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Plastic 2. Agriculture 3. Soil 4. Contamination

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Sissel Brit Ranneklev
Prosjektleder

Marianne Olsen
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7153-9
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Plast i landbruket: kilder, massebalanse og spredning til lokale vannforekomster

Plastland

Forord

NIVA sendte inn søknad om støtte til forprosjekt fra «Forskningsmidler for jordbruk og matindustri» etter utlysning på Landbruksdirektoratets hjemmesider. Søknadsfrist var 20. april 2018, og etter tilslag på søknad startet prosjektet Plastland 01.06.2018.

Takk til Carina Rossebø Isdahl, leder for vannområdeutvalget Morsa og Marit Ness Kjeve ved Hobøl, Spydeberg og Askim landbrukskontor for samarbeid.

Norsk Vann ved Arne Haarr kom med mange gode innspill til rapporten og de bidro med ekstra finansiering slik at vi fikk analysert flere jordprøver.

Oslo, 3.10.2019

Sissel Brit Ranneklev

Innholdsfortegnelse

1	Bakgrunn for rapporten	11
2	Introduksjon.....	12
2.1	Landbruk i Norge.....	12
2.2	Vansjø-Hobølvassdragets nedbørfelt (Morsa).....	13
2.3	Kunnskapsstatus om tilførsler og flukser av plast fra landbruksjord til vann.....	13
2.4	Kort om plast og mikroplast.....	14
3	Plast i landbruket	16
3.1	Plastprodukter anvendt i norsk landbruk	16
3.1.1	Plastfilm og plastfolie	16
3.1.2	PP-storsekker (gjødsel- og såkornsekker)	17
3.1.3	Vannings og drens-systemer	17
3.1.4	Tau	17
3.1.5	Nett.....	17
3.1.6	Kanner og dunker	17
3.1.7	Brett og potter.....	17
3.1.8	Bionedbrytbar og biobasert plast.....	17
3.1.9	Andre kilder til plast i landbruket	18
3.2	Hvor mye landbruksplast brukes i Norge.....	20
3.3	Håndtering av brukt landbruksplast i Norge og reguleringer av plast.....	21
3.4	Landbruket som kilde til plast og mikroplast til miljøet	22
3.5	Påvirkning av plast og mikroplast på landbruksjord.....	23
4	Metode	24
4.1	Prøvetaking og analyse av makroplast og mikroplast	24
4.1.1	Innsamling av makroplast.....	25
4.1.2	Prøvetakning av vann og jord.....	25
4.1.3	Analyser av mikroplast i vann og jord	25
4.2	Samtaler med tre tilfeldig utvalgte bønder om deres plastbruk	25
5	Resultater	26
5.1	Makroplast	26
5.2	Mikroplast i landbruksjord.....	27
5.3	Mikroplast i vannprøver tilknyttet landbruksarealer	32
5.4	Oppsummering av samtaler med tre bønder	33
6	Diskusjon	34
6.1	Funn av plast i landbruksjord og vann	34
6.2	Effekter av plast i jord.....	35
6.3	Effekter av plast i vannmiljøet	36
6.4	Erfaringer fra bønder om deres bruk av landbruksplast.....	37

7	Kunnskapshull og videre arbeid	38
8	Konklusjon	39
9	Referanser.....	40
10	Vedlegg.....	46

Forkortelser benyttet i rapporten

ATR-FTIR	Attenuated total reflection Fourier transform infrared
bio-PAs	Bio-basert polyamid/nylon
bio-PBSA	Bio-basert polybutylen suksinat (adipat)
bio-PE	Bio-basert polyetylen
bio-PET	Bio-basert polyetylentereftalat
bio-PP	Bio-basert polypropylen
ECHA	Det europeiske kjemikaliebyrået
EPS	Utvidet polystyren
HDPE	Høydensitets polyetylen
INCA	Integrated Catchments model for Contaminants
LDPE	Lavdensitets polyetylen
PA	Polyamid
PBAT	Polybutylene adipat ko-tereftalat
PBSA	Polybutylen suksinat (adipat)
PC	Polykarbonat
PCL	Polykaprolakton
PE	Polyetylen
PEF	Polyetylenfuranoat
PET	Polyetylentereftalat
PHAs	Polyhydroksyalkanoater
PLA	Polymelkesyre
PMMA	Polymetylmetakrylat
PP	Polypropylen
PTT	Polytrimetylentereftalat
PUR	Polyuretan
PVA	Polyvinylalkohol
PVC	Polyvinylklorid
SAN	Styren-akrylnitril

Sammendrag

Hensikten med dette forprosjektet var å se på kilder til plast i landbruket, massebalanse og mulighet for spredning av plast fra landbruksjord til vannmiljøet. Vannområde Morsa (Vansjø-Hobølvassdraget) ble valgt som studieområde, da NIVA har god erfaring med vannovervåking her, og det drives intensivt landbruk innenfor nedbørfeltet (15 % av arealet er landbruksareal).

Plastprodukter med sine allsidige og gode egenskaper er en viktig del av hverdagen til de aller fleste mennesker. Slik er det også for norsk landbruk, og ifølge Grønn Punkt Norge sin statistikk er forbruk av plast i landbruket det tredje største etter husholdninger og industri. Størstedelen av plasten som landbruket anvender benyttes til produksjon av rundballer (landbruksfolie¹), som landbruksfilm for å beskytte avlinger og som jorddekke. Ved bruk av plastfolie og plastfilm vil deler av plasten kunne forvitres på grunn av mekanisk brekkasje, oksidasjon og fotodegradering. Dette kan føre til fragmentering av større plastmaterialer til mindre plastbiter som spres i jordsmonnet og via avrenning fra landbruksjorda transporteres videre til vannmiljøet. I tillegg er det andre kilder til plast i landbruket, blant annet inneholder flere innsatsvarer som gjødsel, plantevernmidler og avløpslam såkalt mikroplast, det vil si plastmaterialer som er mindre enn 5 mm.

Landbruksjord og avrenningsvann fra nedbørfelt i vannområdet Morsa ble samlet inn. Konsentrasjoner av plast (antall plastpartikler) og plasttyper ble bestemt i jord- og vannprøvene. I arealene hvor jord og vann ble prøvetatt dyrkes bær, grønnsaker, gras og korn. Avløpslam har blitt benyttet som gjødsel og jordforbedringsmiddel i arealene hvor gras og korn ble dyrket. Graset blir presset til rundballer og pakkes inn i plastfolie. I arealet hvor det dyrkes bær, har det blitt benyttet plastfilm som jorddekke og som dekke over plantene for beskyttelse av bærene. Ikke-biobasert bionedbrytbar plast av typen PBAT har blitt benyttet som jorddekke i ett av grønnsakarealene, mens på et tredje areal har det blitt anvendt solfangerfolie og jorddekke av plast. I ett av feltene hvor grønnsaker dyrkes har det ikke tidligere blitt benyttet plast, og dette feltet ble derfor ansett som et referansefelt i dette forprosjektet.

Det er få studier som har målt mikroplast i landbruksjord, og det finnes ingen tidligere resultater fra Norge å vise til. Konsentrasjonene av plast (over 50 µm, tilsvarende 0,05 mm) som ble funnet i landbruksjorda i Morsa betegnes som lave, med unntak av jord hvor jorddekke av plasttypen PBAT ble benyttet. Konsentrasjonen av PBAT i denne jorda karakteriseres som høy, og i tilsvarende nivåer som har blitt funnet i landbruksjord fra arealer med intenst landbruk. I avrenningsvann fra et areal hvor korn og gras ble dyrket anses konsentrasjonene av mikroplast som høye, noe som indikerer at plastpartikler kan mobiliseres fra landbruksjord til vannmiljøet. Polyetylenfragmentene som var den dominerende plasttypen i avrenningsvannet kan ha sitt opphav fra jordsmonnet, da polyetylenfragmenter representerte den dominerende partikkeltypen i dette jordsmonnet. Synlig plast som ble plukket opp fra landbruksjorda var dominert av plasttypene polyetylen og polypropylen. Viktige kilder til polyetylen og polypropylen kan for eksempel være landbruksfolie og landbruksfilm. Det var lite samsvar mellom bruk av plast (landbruksfilm og landbruksfolie) og funn av disse plasttypene i jordsmonnet, da en rekke ulike plasttyper ble funnet i alle jordprøvene, selv i jord hvor hverken avløpslam eller landbruksfilm hadde vært benyttet. Totalt sett så var det fragmenter, fibre og såkalte film/folie som dominerte partikkelformene. Såkalte granulater bidro bare til en liten andel av mikroplastforurensingen i jordprøvene. I alt ble det påvist 14 ulike plasttyper i jordprøvene.

Nedbrytningsevnen til såkalte biobaserte og bionedbrytbare plasttyper som brukes i Norge bør testes i klima som er relevante for norsk landbruk.

¹ Vi har valgt å bruke betegnelsen landbruksfolie om plast som benyttes til rundballeproduksjon.

Det er behov for kunnskap om kilder til plast i landbruksjord og hvordan platen mobiliseres fra jord til vannmiljøet. Hydrologiske modeller er utviklet og de kan beregne flukser (tilførsler) av plast fra landbruksjord til vannmiljøet. Modellene bør testes ut og valideres med innsamlet data. Nedbørfelt som er godt karakterisert med hensyn til blant annet hydrologi, gjødsling, jordarbeiding og plastbruk bør velges ut. I tillegg bør de ulike arealene være representative for landbruket i Norge.

Det er høy grad av gjenvinning av landbruksplast i Norge, og ca. 84 % av 12 844 tonn landbruksplast som håndteres av Grønt Punkt Norge resirkuleres. I og med at landbruksplast ikke er omfattet av nytt emballasjedirektiv i Norge, er det viktig at den frivillige returordning for landbruksplast opprettholdes, slik at bonden på en enkel måte kan bli kvitt brukt landbruksplast.

Summary

Title: Plastic in Agriculture: Sources, mass balance, and transport to local aquatic environments

Year: 2019

Author(s): Sissel Brit Ranneklev, Rachel Hurley, Inger Lise Nerland Bråte og Christian Vogelsang

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7153-9

The aim of this preliminary project was to identify sources of plastic contamination in agriculture, establish a mass balance, and investigate the possibility of plastic from agricultural land being transported to the aquatic environment. The Morsa catchment (Vansjø-Hobølvassdraget) was selected as a study area, as NIVA has in-depth experience with hydrological monitoring in this region, and intensive agriculture is conducted within the catchment (15% of the area is agricultural land).

Plastic products offer many useful and versatile properties and have become an important feature in the everyday lives of most people. The same can be said for Norwegian agriculture. According to Grønn Punkt Norway's statistics, agriculture is the third largest sector for plastic consumption, after domestic use and industry. Most of the plastic used by agriculture is used in the production of round hay bales, as agricultural films to protect and improve crops, and as mulching.

When using plastic wrap and plastic films, parts of the plastic can be weathered due to mechanical stress, oxidation and photodegradation. This can lead to fragmentation of larger plastic materials into smaller pieces of plastic that are dispersed in the soil. It is possible that these small fragments may pass via drainage networks from agricultural soils into local aquatic environments. Additional sources of small plastic particles in agriculture include the use of fertilisers, pesticides, and sewage sludge application to land. These small particles are termed 'microplastics', defined as plastics that are less than 5 mm in size.

In this study, soil and runoff water from agricultural fields in the Morsa catchment were sampled. Concentrations of plastic (number of plastic particles) and types of plastic were determined in the soil and water samples. Berries, vegetables, grass, and cereal crops were being cultivated at the selected sampling locations. The grass is typically pressed into round hay bales and wrapped in plastic wrap. In the area where berries are grown, plastic film has been used as a mulching and as cover for the plants for the protection of the berries, known as mulching. Non-biobased PBAT biodegradable plastic has been used as mulching film in one of the vegetable areas, while on a third area, a different type of mulching has been used which adjusts soil temperatures and blocks wavelength from solar insolation that encourage weed growth. In one of the fields where vegetables are grown, plastic has not been used in the past, and this field was therefore considered a reference field in this preliminary project.

There are very few studies globally that have measured microplastics in agricultural soils, and there are no results from Norwegian soils thus far. The concentrations of microplastic (over 50 μm , corresponding to 0.05 mm) found in agricultural land in the Morsa catchment were considered to be low, with the exception of soils where the PBAT mulching film had been applied. The concentration of PBAT in this soil is characterised as high, and the soil contamination was comparable with other values reported for soils undergoing intense agricultural production in other parts of the world. In run-off water from a field where cereals and grass were grown, the concentrations of microplastics were considered high compared to other reported values for freshwater systems, indicating that plastic particles can be mobilized from agricultural soils to the aquatic environment. Observed plastic particles that were transferred from agricultural land were dominated by polyethylene and polypropylene. Agricultural films may represent an important source of these plastic types. Polyethylene fragments were the dominant particle type observed in the runoff water and may have originated from the soil,

since such fragments represented the dominant particle type in the corresponding field. With the exception of PBAT, there was little agreement between the use of plastics (e.g. agricultural film) and the discovery of these types of plastics in the soil, as a variety of plastic types were found in all soil samples, even in soils where neither sludge nor agricultural film had been used. Overall, fragments, fibres and films were the dominant particle morphologies. Microplastic beads only contributed a small proportion of plastic contamination in the soil samples. A total of 14 different polymer types were detected in the soil samples.

There is a continued demand for knowledge regarding the sources of plastic in agricultural soil and how the plastic is mobilised from soils to the aquatic environment. Hydrological models have been developed and they can calculate fluxes (inflows) of plastic from agricultural soil to the aquatic environment. The models should be tested and validated with the data collected here, as well as further study. Catchments that are well characterized with regards to hydrology, fertiliser use, agricultural activity and plastic use, amongst others, should be selected. In addition, the various areas should be representative of agriculture in Norway. The degradability of bio-based and biodegradable plastics used in Norway should also be tested in climates relevant to Norwegian agriculture.

There is a high degree of recycling of agricultural plastics in Norway. Approximately 84 % of 12 844 tonnes of agricultural plastic handled by Grønt Punkt Norway is recycled. Furthermore, since agricultural plastics are not covered by a new packaging directive in Norway, it is important that the voluntary return scheme for agricultural plastics is maintained, so that farmers can continue to get rid of used plastics in an appropriate manner.

1 Bakgrunn for rapporten

Plastprodukter er en integrert del av samfunnet vårt og de inngår i hverdagen til alle mennesker.

Plast, som mange andre typer forurensinger fra land, fraktes med elver og bekker til havet, og i tillegg tilfører marine næringer som skipsfart, fiskeri og oppdrett plastprodukter eller plastavfall til havmiljøet. Plastforurensing i vannmiljøet, og spesielt det marine miljøet, har fått mye oppmerksomhet nasjonalt og globalt i de siste årene (Ivar do Sul og Costa 2014). I Norge ble gåsenebbhvalen (*Ziphius cavirostris*) som strandet ved Sotra i 2017 med 30 plastposer i fordøyelsessystemet en nasjonal og internasjonal vekker på hva plastforsøpling kan forårsake. Etter som kunnskap om plastforsøpling har økt, har det i de siste årene vært økt bekymring spesielt knyttet til små plastpartikler, såkalt mikroplast og nanoplast som ikke er synlig med det blotte øyet. Dette er plastpartikler som er påvist gjentatte ganger i biota og mennesker, særlig i fordøyelseskanalen, og hvor de aller minste plastfraksjonene (nano) er av en størrelse som tilsier at de teoretisk sett kan krysse biologiske membraner med fare for å forårsake endringer på cellulære nivåer, og f.eks. påvirke adferd og forårsake sykdom (Cole mfl. 2011). I tillegg inneholder plasten betydelig mengder tilsetningsstoffer som i stor grad bestemmer egenskapene til de ulike plastmaterialene. Mange av tilsetningsstoffene går under betegnelsen miljøgifter, det vil si stoffer som er giftige, lite nedbrytbare og som kan oppkonsentreres i næringskjeden (Bakir mfl. 2014; Brennecke mfl. 2016). Det er usikkerhet knyttet til om disse tilsetningsstoffene frigis fra plasten og til omgivelsene eller til organismer, for eksempel via fordøyelsessystemet. Mange av tilsetningsstoffene er strengt regulerte nasjonalt og internasjonalt (www.miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/).

Rapporten presenterer resultater fra forprosjektet PLASTLAND («Plast i landbruket»), som NIVA har utført på oppdrag for Landbruksdirektoratet. I forprosjektet ønsket man å se på kilder til plast i landbruket, estimere massebalanse av plast og mulighet for spredning av plast fra landbruksjord til vann. Vannområde Morsa (Vansjø-Hobølvassdraget) (www.morsa.org/) ble valgt som studieområde, da NIVA har lang erfaring fra vannovervåking her (Haande mfl. 2011; Skarbøvik mfl. 2019) og det drives intensivt landbruk innenfor nedbørfeltet.

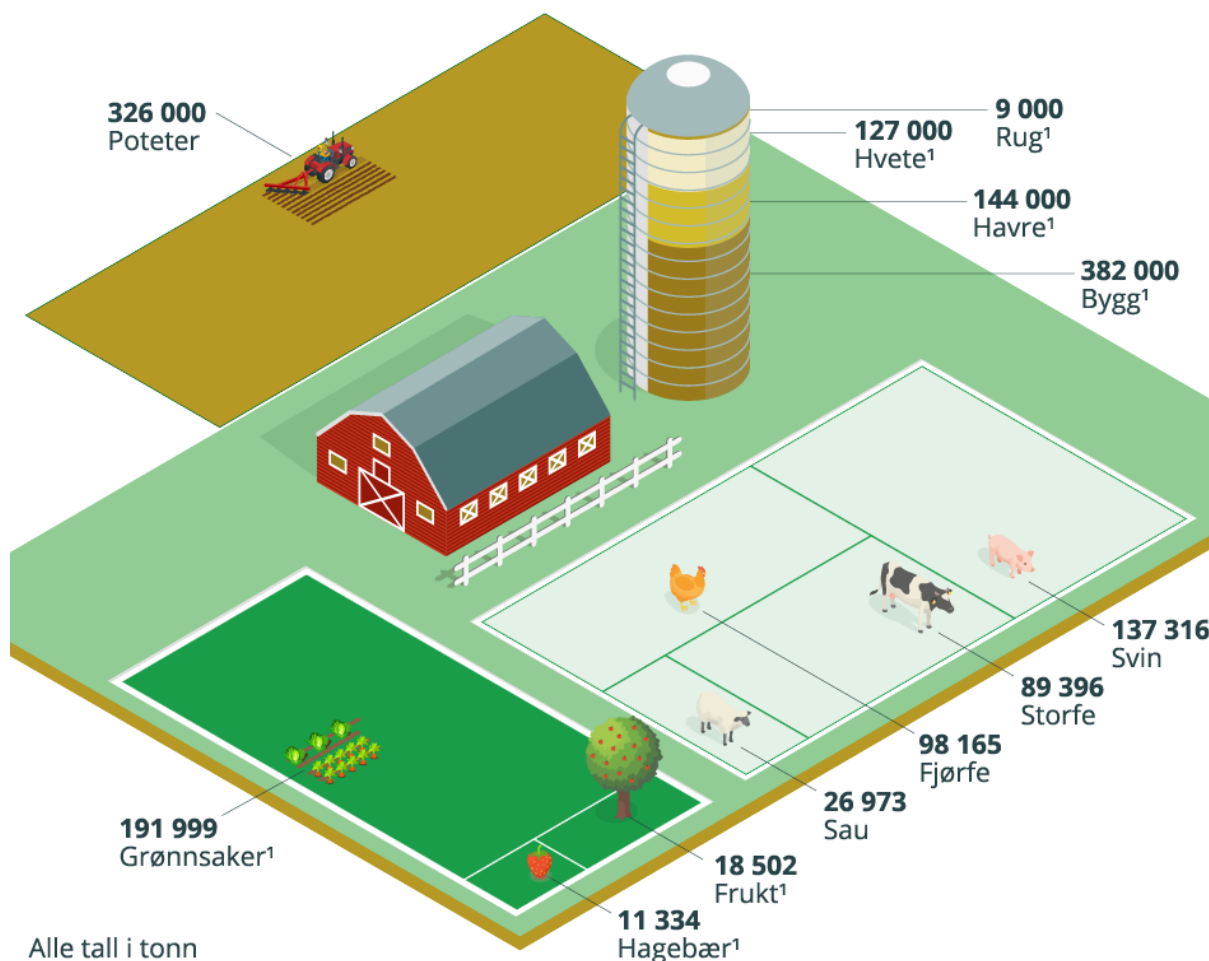
Jord- og vannprøver har blitt samlet inn og analysert for plastfraksjoner ned til størrelse 50 µm (0,05 mm). Prøvene ble tatt fra nedbørfelt hvor gras, bær, grønnsaker og korn dyrkes. I vann- og jordprøvene ble antall plastbiter kvantifisert, og plasttyper identifisert. Hydrologiske modeller for beregninger av massebalanse (tilførsler) fra jord til vann ble vurdert. Informasjon fra samtaler med bønder har blitt sammenfattet og opplysninger om plastbruk og gjenvinning i landbruket har blitt innhentet. Arealer og bønder er tilfeldig valgte. Omfanget av studien i dette forprosjektet er meget begrenset, både med hensyn til antall jord- og vannprøver som er analysert for plastbiter, og informasjon innhentet gjennom samtaler. For beregning av tilførsler dekket ikke omfanget i PLASTLAND innhenting av nødvendig bakgrunnsdata, oppsett av modell og kalibrering av modell mot måldata. I tillegg er det begrenset med data som kvantifiserer mikroplast i landbruksjord (Piehl mfl. 2018). Beregninger av tilførsler og flukser til elvene fra landbruksjorda i Morsa vil da ikke kunne estimeres i dette prosjektet.

2 Introduksjon

2.1 Landbruk i Norge

Betegnelsen landbruk benyttes ofte på næringer som har jorden som produksjonsgrunnlag. I landbruket inngår grener som jordbruk, skogbruk, hagebruk og gartneri. Av noen anses husdyrhold som en gren av landbruket, eller som en selvstendig næring (www.snl.no).

En oversikt over produksjonen (tonn) av jordbruksprodukter i Norge i 2018 er gitt i **Figur 1**². I Statistisk sentralbyrå (www.ssb.no) benyttes betegnelsen jordbruk, ikke landbruk, og her inngår ikke skogbruk og grasproduksjon. Videre har de delt inn produksjon i grønnsaker, hagebær, frukt, husdyrhold, korn og poteter. Grønnsaker, frukt og hagebær defineres her som hagebruk. Vi har valgt å benytte betegnelsen landbruk om de ulike driftsformene som omhandles i denne rapporten.



Figur 1. Produksjon (tonn) av landbruksprodukter i Norge i 2018. Avling av grønnsaker omfatter hovedkulturer på friland og under glass/plast. Grøntfôr, silovekster og høy er ikke tegnet inn i figuren. I 2018 ble det produsert $2\,047\,10^3$ tonn eng til slått regna som høy, og $116\,10^3$ tonn grøntfôr og

² www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/faktaside/jordbruk

silovekster. ¹i figurteksten viser foreløpige tall. Sesongen 2018 var et unntaksår, med spesiell lavere produksjon av gras og korn pga. tørke. **Figur 1** er tatt fra Statistisk sentralbyrå (www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/faktaside/jordbruk).

Fra statistikk som danner grunnlaget for **Figur 1** finnes annen nyttig informasjon om landbruket fra 2018:

- Areal som benyttes til landbruk i Norge: 3,8 % (12 305 km²)
- Antall gårdsbruk: 39 621
- Bønders gjennomsnittlige landbruksareal: 249 dekar eller mål (0,249 km²)
- Antall gårdsbruk som dyrker korn: 10 365 (størst produksjon i Østfold, Akershus og Hedmark).
- I hagebruket tar gulrot, jordbær og epler opp de største arealene.
- Av innhøstet gras ble ca. 75 % produsert som rundballer.
- Fôrproduksjon til husdyr er den desidert den største næringen med hensyn til produksjon (tonn) og bruk av arealer.

2.2 Vansjø-Hobølvassdragets nedbørfelt (Morsa)

Vansjø-Hobølvassdragets nedbørfelt (Morsa) er godt karakterisert i forhold til hydrologi, sedimenttransport og vannkjemi da det var pilotprosjekt for implementeringen av vannforskriften i Norge. Vassdraget har betydelige eutrofi-problemer hvor det i perioder er oppblomstring av giftalger. I 2010 satte Bioforsk (nå NIBIO) sammen en rapport som beskrev nedbørfeltets karakteristika (Skarbøvik og Bechmann 2010). En kort oppsummering er gitt her:

- Nedbørfeltet er på 690 km² og består av en rekke bekker og mindre innsjøer
- Hobølelva drenerer det største nedbørfeltet på 331 km²
- Innsjøen Vansjø med bassenger er den største innsjøen i nedbørfeltet (72 km²)
- I 15 % av nedbørfeltet drives landbruk
- Kornproduksjon dominerer nedbørfeltet, men gras, potet og grønnsaksproduksjon utgjør også større arealer

I Morsa er 15 % av nedbørfeltet dekket av intensivt landbruk. Dette gjenspeiles i vannkvaliteten, da eutrofi som følge av næringssalttilførsler er et alvorlig miljøproblem i innsjøene og elvene. Cirka 50 % av tilførselene av fosfor tilskrives landbruket. Det er et betydelig antall overvåkingsstasjoner for vannkvalitet i Morsa, og generell vannkjemi, partikkelavrenning, vannføring og tilførsler fra nedbørfeltet er godt kjent. For å bedre vannkvaliteten gjennomføres en rekke tiltak som f.eks. endret jordbearbeiding, redusert bruk av gjødsel og sanering av spredte avløp (www.morsa.org/). Det finnes ikke samlet data som viser hva som dyrkes på de ulike arealer. Innhentet informasjon fra 2010 er foreldet og bør oppdateres (pers. med. Eva Skarbøvik, NIBIO).

2.3 Kunnskapsstatus om tilførsler og flukser av plast fra landbruksjord til vann

Det finnes ikke informasjon om hvordan, hvilken type og hvor mye plast som mobiliseres fra landbruksjord via elver og bekker og videre ut til havet. Mye av årsaken til at data mangler, skyldes metodiske utfordringer knyttet til kvantifiseringen av plast i vann, jord og sedimenter samt at det er et relativt nytt fagfelt. Den første studien der ulike metoder ble prøvd ut for å ekstrahere og kvantifisere plast fra ulike typer jordsmonn, inkludert landbruksjord, ble publisert i 2018 (Hurley mfl. 2018). Variasjon mellom ulike laboratorier er en utfordring ved sammenligning av ulike studier. I 2019 ble det

publisert en studie som sammenlignet resultater fra ulike laboratorier med hensyn på hvor nøyaktig og presist de gjennomførte kvantifiseringer av plast og bestemmelse av plasttyper i vannprøver (Isobe mfl. 2019). Resultater viste at det er behov for standardisering av analysemetoder.

Nizzetto mfl. 2016 har beskrevet en teoretisk modell for mobilisering av mikroplast fra jord, via elver og bekker til hav. Modellen baserer seg på hydrologi i nedbørfeltet, jorderosjon og sedimenttransporten i vannmassene. Det mangler imidlertid informasjon om plast i jord, både med tanke på konsentrasjoner og avrenning fra jord til vann, slik at modellen i dag kun fungerer som et teoretisk grunnlag for videre overvåking av mobilisering av plast fra jord, til elver/bekker og videre ut til hav. Den utvidede versjon av modellen INCA-Contaminants ble benyttet som basis av Nizzetto m.fl. (2016) for å forklare mobiliseringen av mikroplast fra jord til elver/bekker og videre til hav. Modellen baserer seg på de samme prinsippene som forklarer jorderosjon og naturlig sedimenttransport i elver. Hydrologi, koblet til jord og sedimenters evne til å holde tilbake mikroplast, mikroplastens innblanding i jord og sedimenter og mikroplastens evne til å sedimentere, er basisen for denne modellen. Siden 2016 er det ikke publisert resultater fra modeller som kvantifiserer og validerer avrenning av mikroplast fra landbruksjord til vannmiljøet. I ett større EU-finansiert prosjekt, IMPASSE, ledet av NIVA (www.niva.no/en/projectweb/impasse), testes INCA-modellen ut, i form av INCA-Microplastics i landbruksjord. Her bestemmes blant annet tilførsler og flukser av mikroplast i dyrket mark til elver. Modellen vil ikke bli testet ut i norsk landbruksjord i IMPASSE, men i Spania og Canada. Vannområde Morsa er meget godt beskrevet med hensyn til blant annet hydrologi, sedimenttransport og vannkjemi, og vil være meget godt egnet for utprøving av INCA-Microplastics for de driftsformer som er etablert i nedbørfeltet. I 2017 ble den første kvantitative modellen som beregnet tilførsler fra elver til kystvann publisert, men modellen er ikke validert (Siegfried mfl. 2017). Tilførsler av plast til Nordsjøen og Østersjøen ble beregnet til å være lavest i EU, hovedsakelig på grunn av bedre behandling av avløpsvann.

2.4 Kort om plast og mikroplast

Betegnelsen plast brukes ofte for å beskrive syntetiske materialer som består av polymerer av hydrokarbon-bestanddelene som i hovedsak stammer fra petroleumbaserte utgangsstoffer. Det er imidlertid også mange naturlig forekommende polymerer som ikke er plast, slik som f.eks. DNA og proteiner, men også såkalte semi-syntetiske polymerer som stammer fra modifiserte plantebaserte stoffer som cellulose (Dunn 1994). Både syntetiske og semi-syntetiske polymerer vil i denne rapporten bli omtalt som plast. De tekniske egenskapene til plast er mangfoldige, og gjenspeiler den vide og varierte bruken av materialet. Egenskapene til plastmaterialene er i stor grad bestemt av tilsetningsstoffene, som for eksempel gir økt fleksibilitet og holdbarhet (Ellis og Smith 2019). Vanlige grupper av tilsetningsstoffer (ofte metaller, mineralsk materiale eller organiske molekyler) er:

- Fargestoff: gir ønsket farge til platen (påvirker blant annet lysgjennomtrengning og temperaturer som er av betydning for planteveksten).
- Myknere: gjør platen fleksibel, mindre skjør og lettere å håndtere.
- Stabilisatorer: hindrer nedbrytning fra blant annet oksygen, sollys og varme.
- Flammehemmere: reduserer evnen til antenning og brennbarhet.
- Skummidler: opprettholder strukturen til plastprodukter som formblåses
- Biocider: hindrer nedbrytning av mikroorganismer.

Tilsetningsstoffene kan utgjøre så mye som 70-80 % (vekt) av plastmaterialet. En stor andel av tilsetningsstoffene er ikke kjemisk bundet til platen, slik at de kan vandre (emigrere) ut fra platen ved f.eks. nedbrytning, temperaturendringer og/eller ved kontakt med annet materiale og væske. Tilsetningsstoffene kan være giftige, lite nedbrytbare (persistente) og de kan biomagnifiseres i miljøet

(oppkonsentreres i næringskjeden). Det er derfor bekymring knyttet til mange av tilsetningsstoffene i plasten, både med hensyn til human eksponering og avrenning til miljøet (Hansen mfl. 2013; www.snl.no/plast).

I tillegg til hydrokarboner og tilsetningsstoffer tilsettes også plasten fyllstoff som kan være rimeligere å benytte under produksjonen enn petroleumsproduktene, samt at de gir en rekke ønskede egenskaper til plasten. Plasten tilsettes også forsterkere (f.eks. glassfiber og karbonfibre) som avstiver sluttproduktet slik at formbare materialer kan produseres.

De vanligste petroleumsbaserte plasttypene, basert på bruk og produksjonsvolum, er ifølge PlasticsEurope (2017)³:

- polyetylen (PE), både lavdensitetspolyetylen (LD-PE) og høydensitetspolyetylen (HD-PE)
- polypropylen (PP)
- polyvinylklorid (PVC)
- polyuretan (PUR)
- polystyren (PS)
- utvidet polystyren (EPS)
- såkalte polyestere, som omfatter for eksempel polyetylentereftalat (PET)
- styren-akrylnitril (SAN)
- polyamid (PA)
- polykarbonat (PC)
- akrylglass som er basert på polymetylmetakrylat (PMMA)

Plast som havner i miljøet vil over tid påvirkes av sollys, temperaturendringer, oksygen, mekanisk slitasje og mikrobiell aktivitet som fører til at plasten brytes ned, eller deler seg opp i mindre partikler (Andrady 2015). Man definerer ofte plastbiter man finner i miljøet etter størrelsen på bitene, hvor de mest vanlige definisjonene er (fra for eksempel EFSA (CONTAM 2016)):

- Makroplast: større enn 5 mm
- Mikroplast: 0,1 µm (0,001 mm) til 5 mm
- Nanoplast: mindre enn 0,1 µm (100 nm)

I 1972 kom den første vitenskapelige rapporten om at det var oppdaget små plastpartikler mindre enn 5 mm i miljøet (Carpenter & Smith 1972), men begrepet mikroplast ble ikke introdusert før i 2004 (Thompson 2004).

De aller fleste undersøkelser av små plastpartikler i miljøprøver har ikke kunnet analysere biter som er mindre enn 0,05 mm, men unntaksvis har man gått ned til 0,01 mm. Nanopartikler er svært krevende å undersøke på grunn av deres størrelse, og det er ennå ikke mulig å foreta rutinemessige undersøkelser av så små plastpartikler i miljøet.

Begrepet mikroplast dekker en veldig mangfoldig gruppe av plastpartikler når det kommer til størrelse (fra 0,1 µm opp til 5000 µm), form (for eksempel fibre, fragmenter og såkalte «beads», som vi videre betegner som «granulater») og polymersammensetning (PE, PP, PVC osv.). Dette skyldes de mange ulike kildene til plast og mikroplast i miljøet. Kjente kilder er tap av fiskeritstyr, ulovlig dumping av avfall, avløpsvann og avløpsslam fra renseanlegg, veiavrenning (bildekkslitasje, veimaling o.l.) og annen avrenning fra land, og lufttransporterte mikrofibre (Dris mfl. 2016; Derraik 2002; Kole mfl. 2017). I

³ <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/498-plasticseurope-annual-review-2017-2018>

tillegg til lokale kilder vil det også være langtransport av plast via havstrømmer (Cozar mfl. 2014) og nylig har det blitt foreslått at atmosfærisk transport også kan bidra til mikroplastspreddning fra urbane til rurale områder (Bergmann mfl. 2019).

Mikroplast som har sitt opphav fra større plastbiter kalles sekundærmikroplast, men mikroplast kan også slippes direkte ut i miljøet som såkalt primærmikroplast. Primærmikroplast kan være glitter fra kosmetikk, såkalte microbeads i skrubbekremer eller slipemiddel i vaskeartikler. Størrelsen til plastpartiklene er viktig, da det påvirker hvor i miljøet plasten ender opp. Små plastbiter vil for eksempel være tilgjengelig for en større gruppe organismer som lever i miljøet enn større biter. De minste plastpartiklene kan til og med være tilgjengelig for dyreplankton i bunn av næringskjeden (Cole mfl. 2013). Det vil være mye vanskeligere å fjerne små plastbiter enn større biter i miljøet. I tillegg til størrelse er også polymaterialet (som PE, PP osv.) viktig. Dette er fordi tettheten til plastmaterialet, som måles i gram per cm³, vil avgjøre om plastbitene flyter i vannoverflaten, er i vannsøylen eller synker ned mot bunnen. Eksempler på plasttyper som er lettere enn vann⁴ og som vil flyte er PE, PP og EPS, mens eksempler på plasttyper med høyere tetthet enn sjøvann er PVC og PET. Det er derimot ikke sikkert at lette plasttyper vil forbli flytende, det er trolig kun tilfelle i «ren» eller såkalt «virgin» tilstand. Over tid vil plasten herdes og det er tenkt at de fleste plastpartikler, uavhengig av materiale, vil synke ned mot bunnen. Dette er på grunn av kolonisering av mikro – og makroorganismer, som danner en såkalt biofilm eller ecocorona (organisk materiale og forurensninger bundet til mikroplasten) (Galloway, Cole, og Lewis 2017) som fører til tyngre partikler. Plastpartiklene vil da synke mot bunnen, og mye vil sedimentere. Hvorvidt de forblir sedimentert er usikkert, da bioturbasjon (sedimentlevende organismer som graver og vender på sedimentene) kan føre til at partikler resuspenderes tilbake til vannsøylen, men dette er trolig av kort varighet før de igjen sedimenterer. Begroingen av organismer kan også løsne, slik at partiklene igjen blir flytende.

3 Plast i landbruket

3.1 Plastprodukter anvendt i norsk landbruk

Plast benyttes i landbruket for å øke avlingene ved å beskytte produkter mot skadedyr og vind, og for å kontrollere parametere som sølly, temperatur og fuktighet. De mest brukte plastproduktene i landbruket antas å være rundballeplast (plastfolie/strekkfilm), plastfilm til beskyttelse av avling, plast for oppbevaring av innsatsvarer (f.eks. fôr, gjødsel, kalk og såkorn) og hardplast til kanner, kasser og brett. Det er mange fordeler med å bruke plastprodukter i landbruket: bedre fôr kvalitet, mer effektiv produksjon av fôr, større avlinger, tidligere høsting, redusert bruk av plantevernmidler, mindre ugress (jorddekke), beskyttelse mot frost/varme/sol/vind og dyr, mindre jorderosjon, bedre vannbalanse og renere planter (mindre jord og leire på plantene). Under følger en oversikt over de meste benyttede plastmaterialer i landbruket i Norge (www.grontpunkt.no; Briassoulis mfl. 2013) .

3.1.1 Plastfilm og plastfolie

Den mest vanlige plastfilmen/plastfolien er PE plast. PE er rimelig, materialet er bestandig, transparent eller farget, sterk og fleksibel. PE benyttes hovedsakelig til ensilasje/rundballer, men også som jorddekke og plastfilm for å beskytte en rekke avlinger mot insekter, ugress, vær og vind. LDPE og HDPE benyttes.

⁴Sjøvann har en tetthet på omtrent 1 gram per cm³

3.1.2 PP-storsekker (gjødsel- og såkornsekker)

Storsekker for oppbevaring av innsatsvarer som gjødsel og såkorn er hovedsakelig utformet av PP. Disse PP-sekkene brukes til gjødsel, såkorn og lignende. Barkduker og jorddekke kan også være utformet av PP.

3.1.3 Vannings og drencsystemer

Utstyr som benyttes til vanning er ofte laget av plastmaterialer som tåler høyt trykk. Plastslanger og vanningsrør er da ofte laget av plasttypene HDPE, MDPE, krysskoblet PE og PVC.

3.1.4 Tau

Taumaterialer er i hovedsak laget av polyester, PP og nylon, og benyttes til mange ulike formål.

3.1.5 Nett

Plastnett benyttes til ulike formål, f.eks. for beskyttelse av avling mot insekter, fugler, vær, vind og innpakning av høyballer. Nettene er i hovedsak laget av HDPE, men kan også være laget av nylon som f.eks. jordbærnett.

3.1.6 Kanner og dunker

Kanner og dunker som benyttes for oppbevaring av væsker er ofte utformet av HDPE.

3.1.7 Brett og potter

For utplanting av pluggplanter benyttes ofte brettløsninger, og disse er for det meste laget av PP. Potter benyttes hovedsakelig i veksthusnæringen (ikke inkludert i dette prosjektet), og de er oftest laget av PP.

3.1.8 Bionedbrytbar og biobasert plast

Det er stor interesse for alternative plastprodukter som ikke er 100 % oljebaserte og som kan brytes ned biologisk. I landbrukssammenheng er det spesielt økt oppmerksomhet knyttet til landbruksfilm som benyttes som jorddekke. Mepex og Eunomia indikerer i sin rapport til Miljødirektoratet (Hann mfl. 2018) at såkalt bionedbrytbar plast i begrenset grad benyttes til landbruksformål i EU, men situasjonen i Norge er ukjent. Forbruk av biobasert og bionedbrytbar plast øker anslagsvis med 2-3 prosent årlig, noe som er tilsvarende konvensjonell plast (100 % petroleumbasert).

For ukonvensjonelt plastmateriale, som bionedbrytbart plastmateriale, kan begrepsbruken være forvirrende og i enkelt tilfeller misvisende. Følgende hovedinndeling er foreslått ⁵; Hann mfl. 2018):

- **Biobasert plast** – plast som kun er basert på fornybare kilder, ikke oljebasert, som vegetabiliske oljer, mais, stivelse, sukkerrør og/eller cellulose.
- **Bionedbrytbar plast** - plast som kan brytes ned av levende mikroorganismer som bakterier, sopp, alger og larver til CO₂ og/eller metan, vann, og ny biomasse. Materialet kan være enten biobasert bionedbrytbar plast, eller ikke-biobasert bionedbrytbar plast (andel petroleumbasert kilde).

⁵ Merk: Grønt punkt Norge inkluderer også komposterbar bionedbrytbar plast som en egen gruppe (<https://www.fias.no/wp-content/uploads/2019/07/Arkiv-2019-Faktaark-biobasert-og-bionedbrytbar-plast.pdf>)

Det upresise begrepet bioplast brukes om plastmaterialer som enten er biobaserte, bionedbrytbare eller begge deler, og bør derfor ikke brukes. For komposterbar bionedbrytbar plast, som PLA, er det viktig å påpeke at disse kun er nedbrytbare under industriell kompostering og ikke nødvendigvis i miljøet (Hann mfl. 2018).

Biobasert plast som ikke er bionedbrytbare

- bio-basert polyetylen tereftalat (bio-PET)
- bio-basert polyetylen (bio-PE)
- polyetylenfuranoat (PEF)
- bio-basert polypropylen (bio-PP)
- bio-basert polyamid/nylon (bio-PAs)
- polytrimetylen tereftalat (PTT)

Bionedbrytbar plast som er biobasert

- polymelkesyre (PLA)
- polyhydroksyalkanoater (PHAs)
- Stivelsesblandinger
- Bio-basert polybutylen suksinat (adipat) (bio-PBSA)

mens de viktigste ikke-biobaserte bionedbrytbare plasttypene er:

- polybutylene adipat ko-tereftalat (PBAT)
- polybutylen suksinat (adipat) (PBSA)
- polykaprolakton (PCL)
- polyvinylalkohol (PVA)

I norsk landbruk er det PBAT som er den mest benyttede ikke-biobaserte bionedbrytbare plasten.

Det er veldig viktig å definere under hvilken tidsramme og under hvilke betingelser, slik som temperatur, lysforhold og pH, bionedbrytbar plast faktisk er bionedbrytbar, hvis ikke er termen misvisende (Hann mfl. 2018). Ofte testes bionedbrytbarhet under lite miljørelevante forhold (Haider mfl. 2019). Et annet viktig aspekt med tanke på miljøhensyn er hva begrepet bionedbrytbar faktisk innebærer. Ifølge International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) defineres bionedbrytbare plast på følgende måte (McNaught og Wilkinson 1997): «Polymerer som kan nedbrytes ved biologisk aktivitet, som resulterer i en reduksjon av masse». Andre definisjoner av bionedbrytbarhet er mye strengere og krever at materialet ikke kun skal miste masse, men det skal mineraliseres til CO₂, vann og biomasse (Haider mfl. 2019). I Norge er for eksempel PBAT sertifisert som bionedbrytbar og trenger ikke fjernes som jorddekke etter endt sesong⁶. Ifølge Grønt punkt Norge⁷ er PBAT regulert under standarden NS-EN 17033 Plast - Biologisk nedbrytbare markdekningsfilmer og her er det sentralt at plasten skal ha en 90 % nedbryting (i masse) etter to år ved romtemperatur (ca. 25°C).

3.1.9 Andre kilder til plast i landbruket

Det er også andre kilder til plast i landbruket som kan finne sin vei til vannmiljøet enn de som er nevnt i kapitlene ovenfor. Plastinnhold/polymerinnhold i innsatsvarer som gjødsel, såfrø og plantevernmidler må omtales, samt plast i avløpslam og biokompost. Husdyrgjødsel som kan være en kilde til

⁶ <https://biobagworld.com/nb/produkter/jordbruk/bioagri-landbruksfilm-produktblad/>

⁷ <https://www.fias.no/wp-content/uploads/2019/07/Arkiv-2019-Faktaark-biobasert-og-bionedbrytbar-plast.pdf>

mikroplastomtales ikke i denne rapport. Oss bekjent er det ikke publisert konsentrasjonsmålinger av mikroplast i husdyrgjødsel.

Det europeiske kjemikaliebyrået (www.echa.europa.eu) har beregnet bruk og utslipp av mikroplast til miljøet fra produkter hvor mikroplast tilsettes med hensikt. Et utsnitt fra landbrukssektoren i EU er vist i **Tabell 1**. ECHA har beregnet at det totalt slippes ut ca. 51 500 tonn mikroplast pr. år til miljøet fra produkter hvor mikroplast tilsettes («primær mikroplast»). Landbrukssektoren slipper ut ca. 23 500 tonn mikroplast pr. år fra bruk av langtidsvirkende gjødsel, gjødseltilsetninger, behandlede såkorn og kapslede plantevernmidler, og sektoren har da det største utslippet til miljøet.

Tabell 1. Oversikt over bruk og forventede utslipp i EU av mikroplast fra produkter hvor mikroplast er tilsatt. Data fra www.echa.europa.eu.

Landbruk og hagebruk	Bruk/avfall/tap (tonn/år)	Utslipp til miljøet (tonn/år)
Langtidsvirkende gjødsel	10 000 (1 000 – 17 000)	10 000 (1 000 – 17 000)
Gjødseltilsetninger	12 500 (4 000 – 21 000)	12 500 (4 000 – 21 000)
Behandlede såfrø	500 (250 - 1 000)	500 (250 - 1 000)
Kapslede plantevernmidler	500 (100 – 700)	500 (100 – 700)

3.1.9.1 Gjødsel og såfrø

Flere typer gjødsel og såfrø overflatebehandles med plastmaterialer. Overflatebehandlingen gjør blant annet at næringsstoffene kan slippes ut over tid, produktene støver mindre, de er lettere å håndtere, de klumper seg mindre (trekker ikke til seg fuktighet) og kvaliteten ivaretas fra produksjon til bruk (www.echa.europa.eu). Data over forbruk av gjødsel og såfrø i Norge som er overflatebehandlet med plastmaterialer er i dag ikke samlet og offentlig tilgjengelig, da dette er informasjon som anses som produsentenes forbrukerhemmeligheter. Data kan derimot tilgjengeliggjøres etter samtykke fra bedriftene. I EU er tilsetningen av mikroplast i gjødsel den klart største enkeltkilden til mikroplast i miljøet (**Tabell 1**).

3.1.9.2 Plantevernmidler

Det finnes noen få plantevernmidler i Norge som inneholder mikroplast. Beisemidler og plantevernmidler i kapselform er eksempler på typer plantevernmidler som kan inneholde mikroplast. Plastmaterialer i plantevernmidler og i såfrø med plantevernmidler sikrer blant annet kontrollert frigivelse av plantevernmidlet. ECHA estimerer en tilførsel av 500 tonn mikroplast til miljøet fra plantevernmiddel og per år i EU, og mengdene er betydelig lavere enn for gjødsel (**Tabell 1**). Mattilsynet har detaljert omsetningsstatistikk på plantevernmidler, men data må innhentes og bearbeides, slik at tilførsler av mikroplast fra plantevernmidler kan beregnes.

3.1.9.3 Avløpsslam

Avløpsrensaneanlegg er konstruert og dimensjonert for å fjerne organisk materiale, fosfor og i noen grad nitrogen fra avløpsvann. Ulike renseprosesser tar ut forskjellige fraksjoner fra avløpsvannet, og det er vanlig at rensaneanlegget har både en mekanisk rist for å fjerne søppel, og et sandfang som fjerner sand og grus. Rensing gjennom kjemisk felling er mest utbredt i Norge. Avløpsslammet som produseres vil i tillegg til å inneholde organisk materiale og næringsalter, også kunne inneholde andre elementer, som for eksempel mikroplast. Rensaneanlegg er rapportert å fjerne fra 90-98 % av innkommende

mikroplast. Mesteparten havner i slammet, men en betydelig andel er også funnet i ristgods og sand fra forbehandlingstrinnene (pers. med. Arne Harr, Norsk Vann).

Sammensetningen i avløpslammet vil variere, men innhold av organisk materiale og næringsalter gjør slammet velegnet som jordforbedrings- og gjødselsprodukt. Om lag 60 % av avløpslammet brukes i landbruket, mens resten går til grøntarealer, jordproduksjon og til toppdekke. Bruk av avløpslam i landbruket er regulert med hensyn til slamkvalitet og begrensninger på bruk. En rekke biologiske, kjemiske og hygieniske kvalitetskrav må være oppfylte før slammet kan anvendes, og innholdet av disse bestemmer bruksområdet i henhold til Gjødselvereforskriften (www.lovdata.no). Avløpslam er ikke tillatt brukt på arealer der det dyrkes grønnsaker, poteter, bær eller frukt eller i gartnerier. Det er kun tillatt å benytte avløpslam til korndyrking og grasproduksjon hvert 10. år, og etter slamspredning er det en karantetid på tre år før andre vekster enn korn og gras kan dyrkes (www.norskvann.no). Avløpslam har blitt pekt på som en mulig kilde til mikroplast (Nizzetto, Futter, og Langaas 2016). Internasjonale studier har vist forekomst av mikroplast i avløpslam (se bl.a. Carr, Liu, og Tesoro 2016; Mahon mfl. 2017), noe som stemmer overens med en undersøkelse fra Norge, utført av NIVA (Lusher mfl. 2018). Under produksjonen av avløpslam i renseanlegg vil ca. 90 % av de minste plastpartiklene fanges opp og oppkonsentreres i slammet (Carr, Liu, og Tesoro 2016). Mengden av mikroplast som er blitt observert i avløpslam, og bruk av avløpslam i landbruket, indikerer at landbruksjord kan være en viktig kilde til mikroplast i vannmiljøet (Nizzetto mfl. 2016; Nizzetto, Langaas, og Futter 2016; Nizzetto, Futter, og Langaas 2016). Det har blitt beregnet at 63 000 - 430 000 tonn mikroplastpartikler tilføres landbruksjord i Europa årlig fra avløpslammet (Nizzetto, Langaas, og Futter 2016)⁸. Beregninger indikerer at 446×10^9 mikroplastpartikler tilføres norsk landbruksjord årlig fra avløpslammet (Lusher mfl. 2018).

3.1.9.4 Biorest og kompost

Ved kompostering av våtorganisk husholdningsavfall for biogassproduksjon dannes en biorest (biogjødsel). Dette er et næringsrikt gjødselprodukt som kan erstatte kunstgjødsel (www.nibio.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/biorest). I kompost fra husholdningsavfall er det imidlertid funnet mikroplast som kan være en kilde til mikroplast i landbruksjord (Weithmann mfl. 2018). Innhold av plast i biogjødsel utredes i et NFR-prosjekt som avsluttes i 2019 (<http://www.grevebiogass.no/baerekraftig-biogass/>). I Morsa er det ingen bønder som anvender biogjødsel.

3.2 Hvor mye landbruksplast brukes i Norge

Plast er et viktig materiale for landbruket, og det benyttes i mange ulike sammenhenger. I Norge er landbruket tredje største forbruker av plastemballasje etter private husholdninger og industri (www.grontpunkt.no). For næringas miljøavtrykket og omdømme er det da viktig at mest mulig av plasten gjenvinnes (www.bondelaget.no).

Plastprodukter brukes til ulike formål innenfor landbruket (3.1), og rundballefolie (plastfolie), plastfilm, kanner/hardplast og PP-sekker (polypropylen-sekker til såkorn/gjødsel og storsekker) anses som de største fraksjonene på vekstbasis, hvor rundballefolie og landbruksfilm utgjør den største andelen. Ifølge Grønt Punkt Norge var den totale mengden plastavfall i Norge for 2016 på 240 000 tonn, og plast fra landbruk, skogbruk og fiske utgjorde omtrent 23 000 tonn (tilsvarende 9 %). I 2017 ble det levert inn ca. 18 000 tonn plastavfall fra landbruket til gjenvinning, av dette ble 10 600 tonn gjenvunnet i Norge og 7 800 tonn i utlandet. I 2017 ble det registrert innkjøp av 13 000 tonn landbruksplast, og

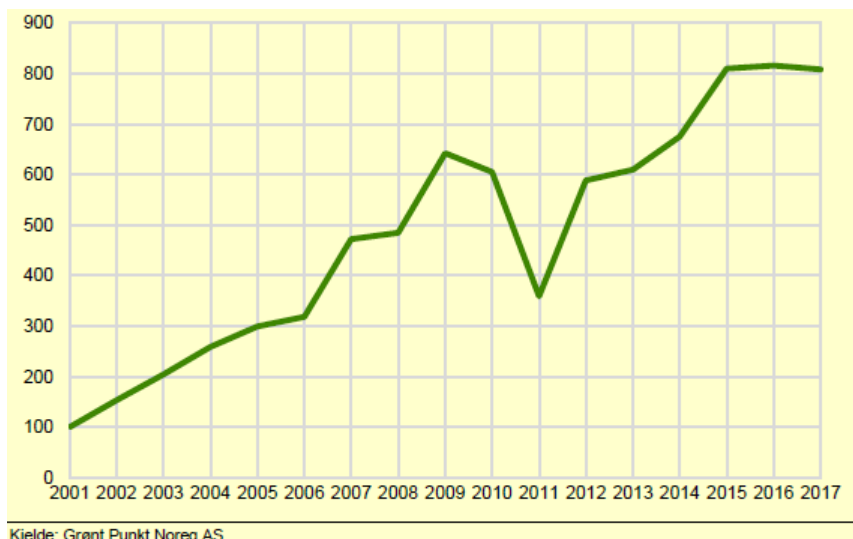
⁸ Norsk Vanns arbeidsgruppe for mikroplast har et pågående arbeid knyttet til slam hvor blant annet beregninger til Nizzetto gjennomgås.

antall tonn gjenvunnet plast er da større enn innkjøpt mengde plast. Årsaken til dette avvike skyldes at landbruksplasten som leveres i returordningen er forurenset med jordmasser, vann og is, noe som vil bidra med betydelig vekt (Bye mfl. 2019)(Bye m. fl. 2018). I tillegg vil også trolig feilsorteringer, kasting av plast som ikke er omfattet av nasjonal returordning for landbruksplast, og bruk av tidligere innkjøpte lagre kunne forklare noe av dette avviket. Grønt Punkt Norge antar at de tar hånd om det meste av rundballfolien, men det kan være noen bønder som kjøper av produsenter som ikke er omfattet av returordning og/eller de importerer plasten selv. Tall fra 2018⁹ viser at 83 % av landbruksplasten som medlemmer av Grønt Punkt Norge bringer ut på det norske markedet gjenvinnes, og ikke noe (0 %) av plastmaterialet går til energiproduksjon. Ca. 2/3 av landbruksfolien gjenvinnes i Norge, mens 1/3 eksporteres til utlandet.

3.3 Håndtering av brukt landbruksplast i Norge og reguleringer av plast

I Norge er det nasjonale mål for håndtering av avfall, blant annet skal 80 % av alt avfall gjenvinnes, og økningen i generert mengde avfall skal være vesentlig lavere enn den økonomiske veksten. Plast utgjør en stor andel av avfallet som produseres, og i henhold til avfallsstrategi fra Klima- og miljødepartementet (Fra avfall til ressurs¹⁰), skal mest mulig gjenvinnes eller benyttes til energiproduksjon. EU har utarbeidet en plaststrategi og målsetningen er at all emballasje laget av plast skal materialgjenvinnes, og minst 50 % innen 2025, og 55 % innen 2030. I nylig publisert rapport «Veikart for sirkulær plastemballasje i Norge¹¹» belyses utfordringene knyttet til å nå disse målene i Norge, samt tiltak og virkemidler for at Norge skal nå disse målene.

Fra 2001 fram til 2017 har gjenvinningen av landbruksplast økt markant i Norge (Bye mfl. 2019, data fra Grønn Punkt Norge, **Figur 2**).



Figur 2. Indeks for mengde materialgjenvunnet landbruksplast. 2001 = 100. Bye mfl. (2019), data fra Grønn Punkt Norge (www.grontpunkt.no).

⁹ Fra og med 2017 rapporterer Grønt Punkt Norge ikke lenger på nasjonalt grunnlag, men kun på de emballasjemengder deres medlemmer bringer til det norske markedet. Dette utgjør omlag 85% av de totale mengdene. Resultat fra 2017 og foregående år kan derfor ikke sammenliknes.

¹⁰ Miljøverndepartementet, 2013. Publikasjonskode: T-1531, ISBN 978-82-457-0472-3

¹¹ <https://www.emballasjeforeningen.no/kompetanse/forum-for-sirkulaer-plastemballasje/>

Returordningen for landbruksplast anses som vellykket ved at ca. 84 % gjenvinnes. Returordningen håndteres av Grønt Punkt Norge som drifter de godkjente returselskapene Plastretur og Norsk Returkartong. Ordningen er bygget på frivillighet, ved at bonden når plastprodukter kjøpes sjekker at leverandøren er medlem av Grønt Punkt Norge. Plastleverandøren tar et vederlag pr. kg plast som selges, og bonden kan levere den brukte plasten til godkjent mottak, eventuelt hentes plasten hos bonden. Inntil 2016 var det like vederlagsatser for all typer plasttyper- og kvaliteter, uavhengig av verdien på materialet og kostander forbundet med innsamling og gjenvinning. Fra 2016 ble det reduserte satser på godtgjørelse som utbetales til innsamlerne, og landbruksplasten samles nå inn og gjenvinnes etter selvkostprinsipp. Fra 1.1.2018 stoppet Kina all import av brukt plast. Dette medførte at innsamlerne satt med store lagre og priser på brukt plast falt, fram til nytt marked etablerte seg. I denne perioden hadde noen bønder også problemer med å få levert brukt plast til mottak. Plastretur gikk inn med subsidier til innsamlerne slik at de økonomiske tapene ble mindre. I Direktiv (EU) 2018/852 - Europaparlaments- og rådsdirektiv om endring av direktiv 94/62/EF om emballasje og emballasjeavfall (emballasjedirektivet), defineres ikke landbruksplast som emballasje. Dette medfører at dagens returordning for landbruksplast er skjør, siden blant annet krav til materialgjenvinning er frivillig og ikke lovpålagt. I Norge er plastforsøpling og brenning av plast blant annet regulert i forurensningsloven og avfallsforskriften.

Det forventes at nye reguleringer mot plastavfall vil komme i Norge etter at nytt direktiv om plastprodukter trådte i kraft 2. juli 2019 i EU. Direktivet skal blant annet sikre vedvarende reduksjoner i bruk og forbud mot enkelte typer engangsplast, utvidet produsentansvar for plastprodukter, mål for innsamling av fiskeri- og oppdrettsutstyr og øke forbrukernes kunnskap om plastprodukter¹². Direktivet vil forsterke og komplementere eksisterende regelverk. Hovedhensikten med direktivet er å beskytte miljøet mot påvirkninger fra plastprodukter. For kjemikalierregelverket REACH har ECHA utarbeidet restriksjonsforslag for tilsetninger av mikroplast i stoff eller stoffblandinger. For gjødsel og plantevernmidler som inneholder mikroplast vil det kunne bli forbud/restriksjoner i forhold til innholdet av mikroplast i disse varene, samt krav til merking og rapportering.

I år vedtok FN at blandet plastavfall vil reguleres strengere i Baselkonvensjonen for grensekryssende transport og eksport av farlig avfall over landegrensene. Vedtaket vil tre i kraft fra 1. januar 2021, og vil trolig påvirke Norges eksport av plastavfall.

3.4 Landbruket som kilde til plast og mikroplast til miljøet

Det er mange mulige kilder til plast og mikroplast i landbruksjord. Disse omfatter for eksempel fragmentering av store plastprodukter og tilførsel av avløpslam som jordforbedringsmiddel (Bläsing og Amelung 2018; Hurley og Nizzetto 2018); Ng mfl. 2018); Steinmetz mfl. 2016a). Plastprodukter som brukes utendørs blir utsatt for skiftende værforhold og endring i UV-stråling fra sollys (Steinmetz mfl. 2016). Dette fører til forvitring på grunn av oksidasjon og fotodegradering, noe som kan føre til fragmentering til mindre plastbiter. En rekke studier har vist fragmentering av landbruksplast (f.eks. Barragán, Pelacho, og Martin-Closas 2016; Briassoulis mfl. 2015; Feuilloley mfl. 2005), og så utenfor laboratoriet, og særlig for bionedbrytbare plastfilmer (f.eks. Ramos mfl. 2015). Det er spesielt krevende å unngå at plastprodukter som blir benyttet som jorddekke ikke tilfører plastbiter til miljøet, da det kan være vanskelig å fjerne all plasten etter endt bruk (Brodhagen mfl. 2017). Potensielt kan slik plast etterlate seg et bredt spekter av plast i ulike partikkelstørrelser.

¹² Directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment.

Bruk av plast som frøbelegg og ved innkapsling av gjødsel anses også for å være en kilde, dog betraktelig mindre enn fragmentering av større plasteenheter. Frøbelegget kan fragmentere på grunn av mekanisk slitasje under planteprosessen, og belegget er i noen tilfeller sammensatt av biobaserte eller biologisk nedbrytbare plastpolymerer (Accinelli mfl. 2012). Videre blir også gjødsel som skal ha langsom eller kontrollert frigjøring noen ganger innkapslet i polysulfon eller polyetylen for å regulere frigjøring av gjødsel ved hjelp av osmotisk trykk (f.eks. Al-Zahrani 2000; Jarosiewicz og Tomaszewska 2003). Når all gjødsel er sluppet ut, blir polymerskallet igjen i jorda. Også andre typer mer hurtigvirkende mineralgjødsel kan være innkapslet i plast for blant annet å lette håndteringen, hindre opptak av fuktighet og redusere støvutslipp. ECHA rapporterte (**Tabell 1**) nylig at denne kilden er ansvarlig for frigjøring av 23 500 tonn mikroplast-partikler til jorda hvert år. Konsentrasjonsmålinger av denne type polymer i landbruksjord er for oss ukjent, og bidraget fra denne type plastpolymerer lar seg derfor ikke estimere.

Plast kan også tilføres indirekte til jorda fra en rekke kilder. Bruk av avløpsslam og kompost/biorest som gjødsel og jordforbedringsmiddel har blitt trukket fram som potensielt viktige kilder. Disse produktene kan tilføre jorda mikroplast som har sitt opphav f.eks. fra rensing av avløpsvann og kompostert husholdningsavfall. Renseanlegg for avløpsvann har vist seg å være effektive i å «holde tilbake» mikroplast; opptil 99 % av partikler fra innløpsvannet ble funnet igjen i avløpsslammet (Carr, Liu, og Tesoro 2016). Nizzetto, Langaas, og Futter (2016) anslo likevel at 63 000 - 430 000 tonn mikroplast blir tilført europeisk landbruksjord hvert år gjennom anvendelse av avløpsslam.

Det finnes kun noen få studier på mikroplastforurensning i landbruksjord. Det begrensede antallet studier skyldes til dels metodiske utfordringer knyttet til analyse av små plastpartikler i jordprøver. Zhang og Liu (2018) analyserte mikroplastinnholdet i landbruksjord fra Kina, der det ble benyttet omfattende drivhussystemer i plast og høye nivåer av organisk og uorganisk gjødsel, inkludert avløpsslam som ble tilført jordsmonnet. Mikroplastkonsentrasjoner varierte fra 7 100 til 42 960 partikler per kilo jord. Videre fant Corradini mfl. (2019) høye mikroplastnivåer i chilensk landbruksjord hvor avløpsslam var benyttet, og konsentrasjonene økte ved økende tilførsel av avløpsslam. Her utgjorde mikroplastfibre (lange trådformede partikler) 97 % av mikroplasten. Zubris og Richards (2005) fant også syntetiske fibre i amerikansk landbruksjord hvor avløpsslam var benyttet 15 år tilbake i tid. Fibre ble også funnet av Piehl mfl. (2018) fra landbruksjord i Tyskland. De slo fast at den eneste årsaken til funn av fibre kunne tilskrives atmosfæriske nedfall. I det siste har det kommet flere studier som viser fibre som kontaminerer avsidesliggende områder, og som muligens kan være fraktet dit via luftstrømmer (Allen mfl. 2019; Bergmann mfl. 2019; Zhang mfl. 2019). Mengden mikroplast som ble rapportert av Piehl mfl. (2018) var flere størrelsesordrer lavere enn funnene til Corradini mfl. (2019) og Zhang og Liu (2018), hvor de to sistnevnte undersøkte landbruksjord hvor avløpsslam var benyttet. Dette antyder at bruk av avløpsslam kan øke plastforurensning i jordsmonnet, imidlertid eksisterer det flere metodologiske forskjeller mellom disse studiene som kan forklare noe av variasjonen i funnene. Regionale forskjeller i landbrukspraksis kan dessuten også resultere i store variasjon når det kommer til mikroplastforurensning, for eksempel så vil mengden og kvaliteten på avløpsslammet som blir tilført være forskjellig i ulike områder.

3.5 Påvirkning av plast og mikroplast på landbruksjord

Mulige påvirkninger av mikroplast på terrestrisk miljø og økosystemfunksjoner er i begrenset grad undersøkt, og fagfeltet er nytt og under utvikling (Rillig mfl. 2019). Det er det er fortsatt store usikkerheter når det kommer til den generelle påvirkning av plastpartikler på landbrukssystemer og avlinger under forskjellige miljøforhold.

Noen laboratorietester er utført for å bedre forstå interaksjonene mellom mikroplast og terrestriske organismer. Noen effekter har blitt rapportert, som for eksempel vevsskader og immuneffekter hos meitemark (Rodriguez-Seijo mfl. 2017) og reduksjon i reproduksjon blant spretthaler (Ju, Zhu, og Qiao 2019). Andre studier finner ingen negative effekter av mikroplast i jord (f.eks. Jemec Kokalj mfl. 2018).

Det er ingen data på effektene av mikroplast på jordfunksjon og plantehelse. I teorien kan mikroplast fungere som en karbonressurs, partiklene kan forårsake endringer i jordstrukturen, i jordtettheten og jordens evne til å holde på fuktighet (vannholdningsevnen). Mikroplast kan også tilføre tilsetningsstoffer som lekker ut fra plasten, og da fungere som en transportør av miljøgifter, eller oppta miljøgifter fra omgivelsene. Mikroplasten kan videre påvirke det mikrobielle samfunnet, noe som igjen kan påvirke rotutvikling, vekst og næringsopptak hos planter (Rillig mfl. 2019). Det er også observert at mikroplastpartikler kan endre jordstrukturen, for eksempel ved å øke fordampning av vann fra matjord (Wan mfl. 2019) og redusere stabiliteten av aggregater (Lehmann, Fitschen, og Rillig 2019). de Souza Machado mfl. (2019) viste at ulike mikroplasttyper kunne forårsake endringer i rotegenskaper, bladegenskaper og total biomasse hos vårløkkvekster. De fant at partikler som lignet naturlige jordpartikler påvirket jordfunksjon og plantehelse i mindre grad enn naturlige partikler.

Rester av bionedbrytbar plastfilm har vist seg å påvirke tomatfrøplanter negativt (QingHai og XiaoMin 2011), samt hvetevekster (Qi mfl. 2018) og bomullsavlinger (Dong mfl. 2013). Disse studiene av bionedbrytbar plast er i hovedsak fra Kina, og få studier har undersøkt påvirkningen i europeiske jordtyper eller miljøforhold.

4 Metode

4.1 Prøvetaking og analyse av makroplast og mikroplast

Vann og jordprøver ble samlet inn 10. april og 24. mai. 2019. En oversikt over de undersøkte gårdene, plantevekster og informasjon om relevante dyrkningsforhold er vist i **Tabell 2**. På gård 3 ble et felt definert som referanse, siden det ikke har vært benyttet noen form for plast i dette arealet. I gras og kornarealene ble avløpsslam fra VEAS benyttet (2 tonn tørrstoff/dekar) i tillegg til husdyrgjødsel (ikke gård 5) og mineralgjødsel. Alle benytter Skifteplan-systemet for utarbeidelse av gjødselplaner.

For ytterligere beskrivelse av prøvetakingen se **Vedlegg A**.

Tabell 2. Oversikt over de ulike gårdene hvor jord og vannprøver ble samlet inn for mikroplastanalyse. Gårdbrukere og hvilke bær og grønnsaker som ble dyrket er anonymisert. Depot: område for lagring av avløpsslam. Prøvetakingen ble gjort med flere punkter i økende avstand fra depotet (transekt). Felt: dyrkingsområder der prøvetakingen ble gjort i størst mulig avstand fra slamdepot.

Gård	Felt	Plantevekst	Informasjon om dyrkningsforhold
1	1	Bær 1	Bruk av jorddekkeplast og landbruksfilm
2	2	Grønnsak 3	Bruk av ikke-biobasert bionedbrytbar plast (jorddekke)
	3	Grønnsak 1	Ingen plast (referanse)
	4	Grønnsak 2	Solfangerfolie og jorddekkeplast
3	5	Gras og korn	Avløpsslam (7-8 år siden)
4	6	Gras	Avløpsslam (2018)
5	7a	Gras og korn	Avløpsslam (2018) Depot
	7b	Gras og korn	Avløpsslam (2018) Felt
	8a	Gras og korn	Avløpsslam (7-8 år siden) Depot

Gård	Felt	Plantevekst	Informasjon om dyrkningsforhold
	8b	Gras og korn	Avløpsslam (7-8 år siden) Felt

4.1.1 Innsamling av makroplast

Under innsamling av jordprøver for mikroplastanalyse ble det i tillegg notert funn av synlige større plastfragmenter. I noen tilfeller ble tilfeldige plastfragmenter i jordsmonnet samlet inn. Der hvor det var mulig ble det også tatt ut prøver av lagrede plastmaterialer som tidligere var benyttet under planteproduksjonen eller som kom til å bli benyttet seinere i sesongen. Alle større plastfragmenter ble analysert ved hjelp av ATR-FTIR¹³ for å identifisere de ulike plasttypene. For detaljert metode se **Vedlegg A**.

4.1.2 Prøvetakning av vann og jord

Vannprøver ble tatt fra gårder som hadde fangdammer¹⁴ og vanningsdammer¹⁵ og hvor framkommeligheten var enkel. Der hvor det var mulig ble vannprøver tatt fra utløpet. Alle vannprøvene ble innsamlet i forhåndsvaskede hvite polyetylen flasker. Volum vann som ble samlet inn var fra 1,1 l til 9,5 l pr. lokasjon.

Jordprøver ble tatt ved bruk av en metallspatel. I hvert felt ble det tatt ut 3 jordprøver i et transekt, som ble homogenisert og samlet til en jordprøve. Jordprøvene ble tatt ut fra øverste 5 cm og lagret i aluminiumsfolie.

For utfyllende informasjon se **Vedlegg A**.

4.1.3 Analyser av mikroplast i vann og jord

Hver jordprøve ble analysert i tripliket, mens for vann ble kun en vannprøve analysert. Se **Vedlegg A** for nærmere beskrivelse av metode for opparbeiding og analyse.

4.2 Samtaler med tre tilfeldig utvalgte bønder om deres plastbruk

For å få en bedre forståelse for bruken av plast i landbruket og problemstillinger knyttet til dette fra bøndenes perspektiv stilte vi 10 spørsmål til tre av bøndene vi hadde kontakt med (Bonde 1, Bonde 2 og Bonde 3, utvalg fra **Tabell 2**). De ble bedt om å svare med utgangspunkt i sin gårdsdrift og sine personlige erfaringer. Selv om utvalget av intervju-objekter, utforming av spørsmål og behandling av svar, ikke er basert på vitenskapelige kvalitative metode, velger vi å gjengi informasjonen som ble gitt.

Følgende spørsmål ble stilt:

Spm. 1: Hvilke typer plast bruker du i din gårdsdrift?

Spm. 2: Er du medlem av grønnpunkt sin returordning for landbruksplast?

Spm. 3: Fungerer returordningen som den skal og hvor mange prosent anslår du at du får resirkulert?

¹³ https://en.wikipedia.org/wiki/Attenuated_total_reflectance

¹⁴ Fangdam: Fangdammer er konstruerte våtmarker som fanger opp og holder igjen jordpartikler, næringsstoffer og plantevernmidler fra diffuse kilder som dyrka mark, veger og bebygde areal. For mer informasjon se

www.klimakommune.no/drikkevann/Fangdammer_effektive_oppsamlere_av_jord_og_n_ringsstoffer.shtml

¹⁵ Vanningsdam: Dam som samler opp avrenningsvann fra nedbørfeltet og benyttes som vanningsvann ved behov.

Spm. 4: Erfarer du at noen bønder brenner plastavfallet sitt?

Spm. 5: Har du merket noe til import-forbudet av plast som ble innført av Kina i 2018? For eksempel ved at det ble vanskeligere å levere inn platen til resirkulering via returordningen

Spm. 6: Gjenbruker du noe av platen neste år?

Spm. 7: Opplever du vindblåst landbruksplast?

Spm. 8: Opplever du at platen kan forsvinne i vassdrag?

Spm. 9: Opplever du at fugler og dyr spiser på landbruksplast?

Spm. 10: Noe annet du kan tenke deg er relevant med hensyn til plastbruk i ditt virke?

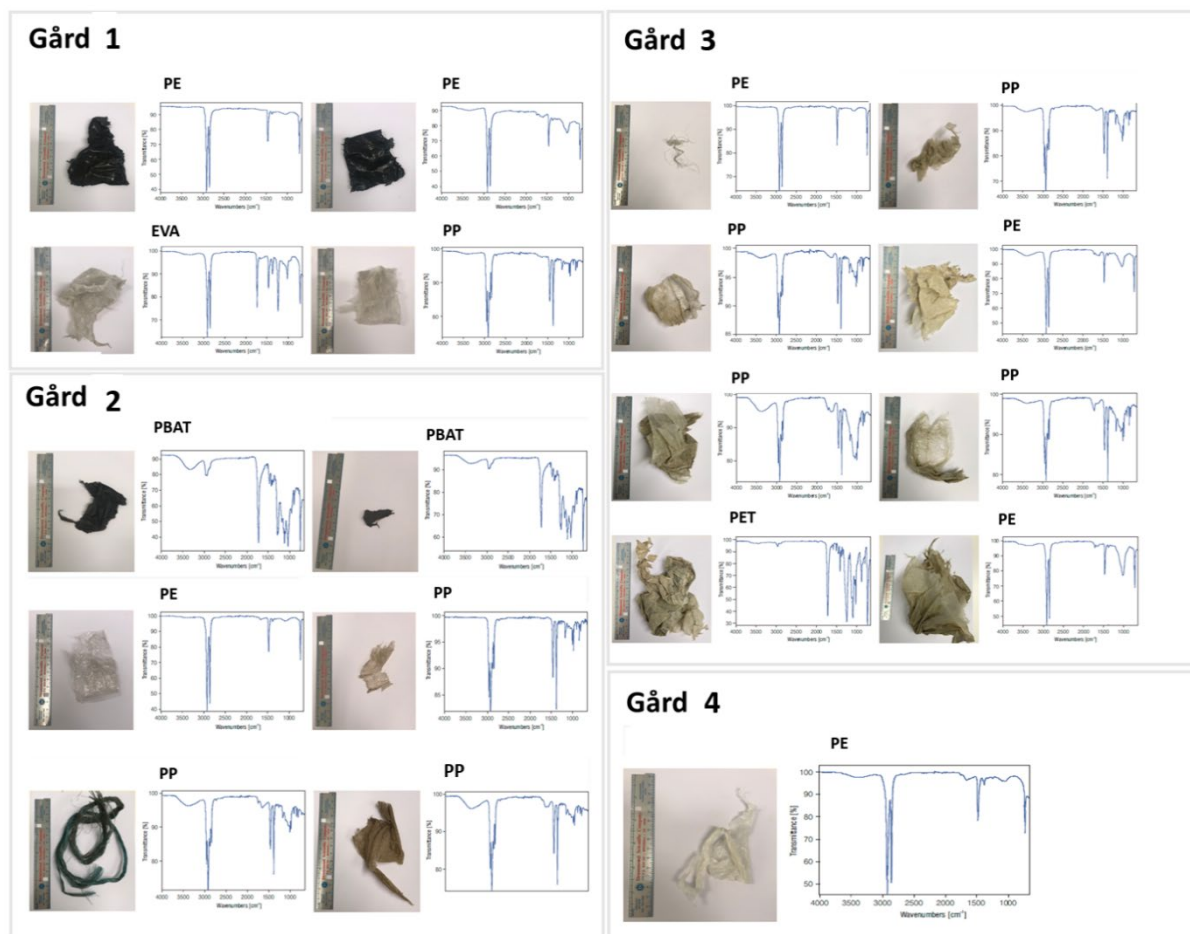
5 Resultater

5.1 Makroplast

Resultater fra analyse av makroplast som ble funnet på jordene, samt av plastmateriale som benyttes i produksjon, er vist i **Figur 3**. Totalt ble 19 makroplast-biter analysert og det som ble funnet var:

- Sort PE
- Hvit PE
- Brun PE
- Rundballe PE (hvit)
- Gjennomsiktig PE
- Hvit etylen-vinylacetat (EVA)
- Hvit PP (fiberduk)
- Gjennomsiktig PP
- Hvit PET (hardplast)
- PBAT
- Blått PP tau

PE og PP var de mest dominerende plasttypene i denne undersøkelsen.



Figur 3. Makroplast fra gård 1, 2, 3 og 4. Bilde med linjal for størrelse og FTIR spektrum for de respektive polymererne. PBAT og PE fra Gård 2 til venstre var fra ubrukt landbruksfilm, mens PBAT og PP til høyre ble funnet i jord. PE fra Gård 4 var fra ubrukt rundballefolie.

5.2 Mikroplast i landbruksjord

Resultatene som presenteres her er plastbiter større enn 50 μm (0,05 mm). Eventuelle partikler mindre enn dette er ikke kartlagt i dette forprosjektet.

Tabell 3 viser mengden mikroplast som ble funnet i de ulike jordprøvene, rapportert som antall partikler og estimert masse (vekt) per kilo jord.

Tabell 3. Partikkelantall og estimert masse (vekt) i jordprøvene. Depot: område for lagring av avløpsslam. Prøvetakingen ble gjort med flere punkter i økende avstand fra depotet (transekt). Felt: dyrkingsområder der prøvetakingen ble gjort i størst mulig avstand fra slamdepot.

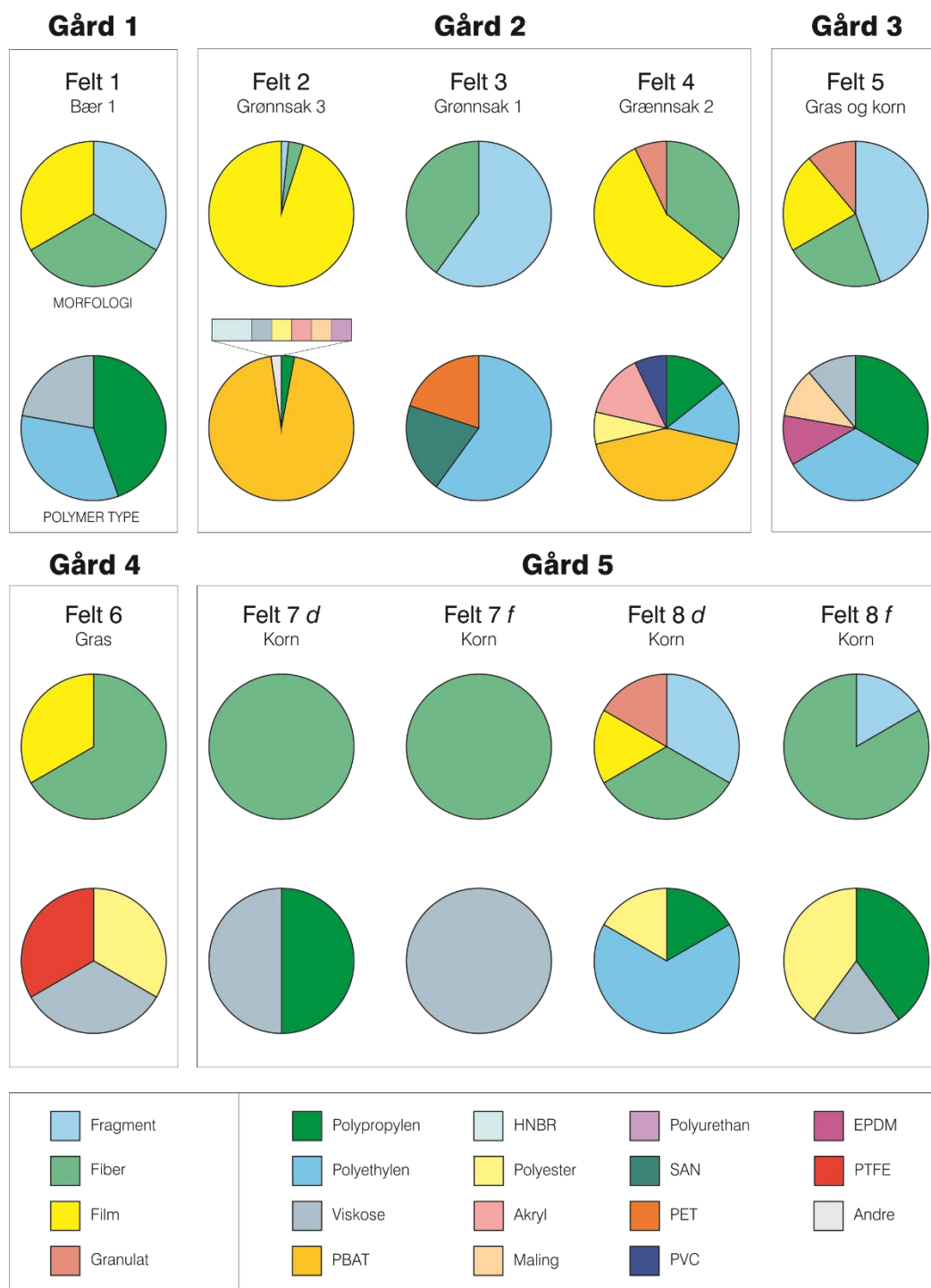
Gård	Felt	Plantevekst	Informasjon dyrkningsforhold	om	Antall mikroplastpartikler (antall/kg ⁻¹ jord)	Masse mikroplast (mg/kg ⁻¹ jord)
1	1	Bær 1	Bruk av jorddekkeplast og landbruksfilm	og	76 ± 51	19 ± 27

Gård	Felt	Plantevekst	Informasjon om dyrkningsforhold	Antall mikroplastpartikler (antall/kg ⁻¹ jord)	Masse mikroplast (mg/kg ⁻¹ jord)
2	2	Grønnsak 3	Bruk av ikke-biobasert bionedbrytbar plast (jorddekke)	2239 ± 1584	69 ± 72
	3	Grønnsak 1	Ingen plast (referanse)	36 ± 46	0,2 ± 0,4
	4	Grønnsak 2	Solfangerfolie og jorddekkeplast	99 ± 54	11 ± 10
3	5	Gras og korn	Avløpslam (7-8 år siden)	73 ± 41	4 ± 4
4	6	Gras	Avløpslam (2018)	22 ± 23	4 ± 4
5	7a	Gras og korn	Avløpslam (2018) Depot	13 ± 23	0,3 ± 0,5
	7b	Gras og korn	Avløpslam (2018) Felt	6 ± 11	0,1 ± 0,2
	8a	Gras og korn	Avløpslam (7-8 år siden) Depot	44 ± 44	0,5 ± 0,8
	8b	Gras og korn	Avløpslam (7-8 år siden) Felt	62 ± 41	3 ± 2

Totalt sett er det lite mikroplast større enn 50 µm i jordprøvene som ble undersøkt, bortsett fra Felt 2 hvor mengden mikroplast oversteg 100 partikler per kilo jord. Konsentrasjonen av mikroplast i felt 2 karakteriseres som høy i forhold til de øvrige feltene i denne undersøkelsen. Det var ingen forskjell i prøvene som var samlet inn fra Depot og Felt.

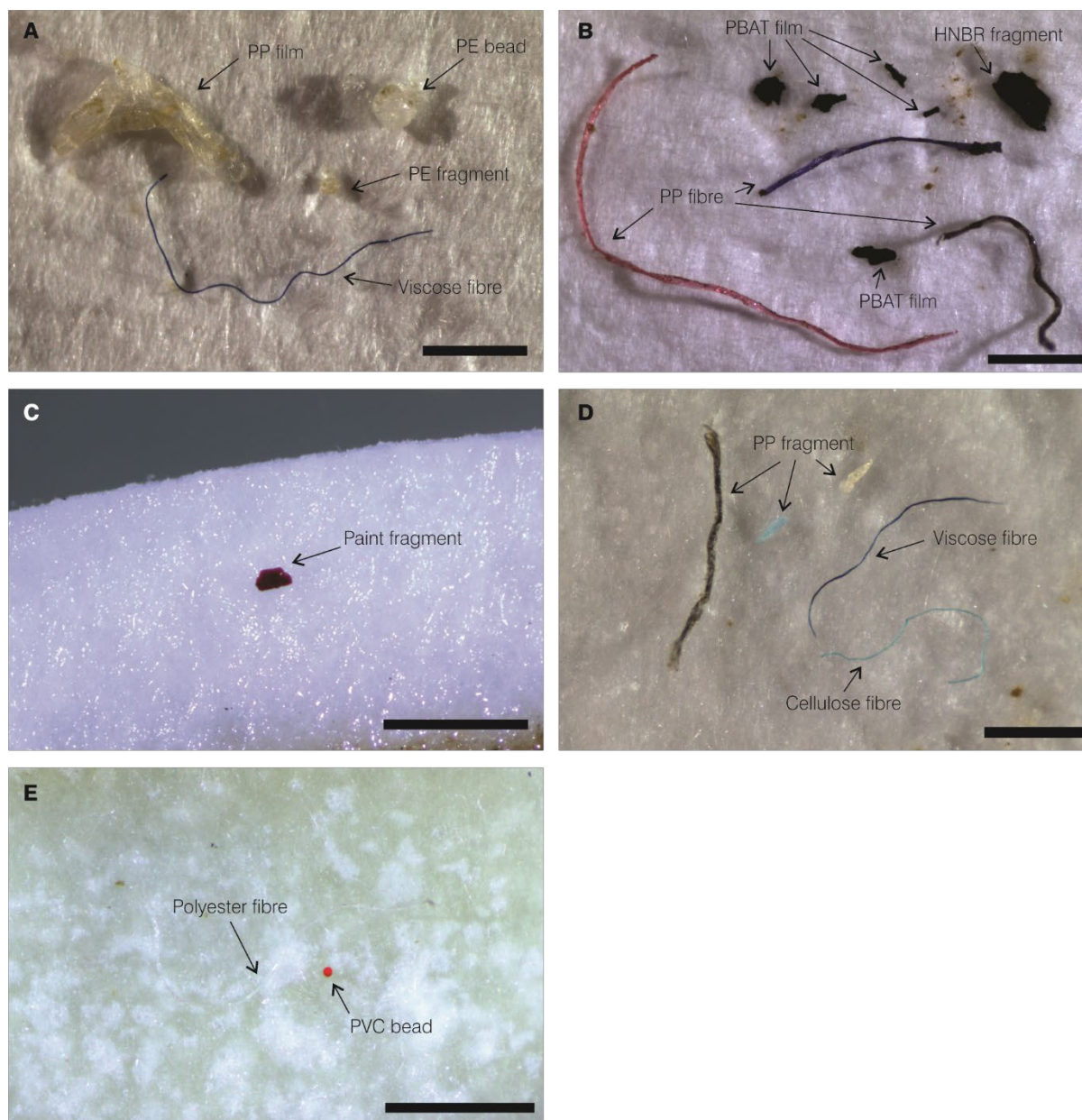
De massebaserte estimatene (vekten av plasten) indikerer at mikroplast samlet sett bidrar med mindre enn 0,001 % av tørrvekten til jorden som ble undersøkt, altså et svært lavt bidrag vektmessig. Det er en variasjon i mengden mikroplast som ble funnet mellom de ulike feltene, men det ser ikke ut til å være en klar sammenheng mellom typen plastbruk, ikke bruk/bruk av avløpslam (i fjor/7-8 år siden) og partikkelantall. Felt 2 skiller seg ut som det eneste feltet der det er benyttet ikke-biobasert nedbrytbar plast og der antall partikler er vesentlig høyere enn i de øvrige feltene.

Figur 4 viser fordelingen av mikroplastpartiklene etter partikkelmorfologi (form) og polymertype (plasttype).



Figur 4. Fordelingen av mikroplastpartiklene etter partikkelmorfologi (form; øverste kakediagrammet) og polymertype (plasttype; nederste kakediagrammet) fra de ulike feltene.

Totalt sett så var det fragmenter, fibre og såkalte film/folie som dominerte partikkelformene. Såkalte granulater bidro bare til en liten andel av mikroplastforurensingen i disse feltene. **Figur 5** viser ulike morfologi for de 14 ulike typene plastpolymerer som ble identifisert i jordprøvene.



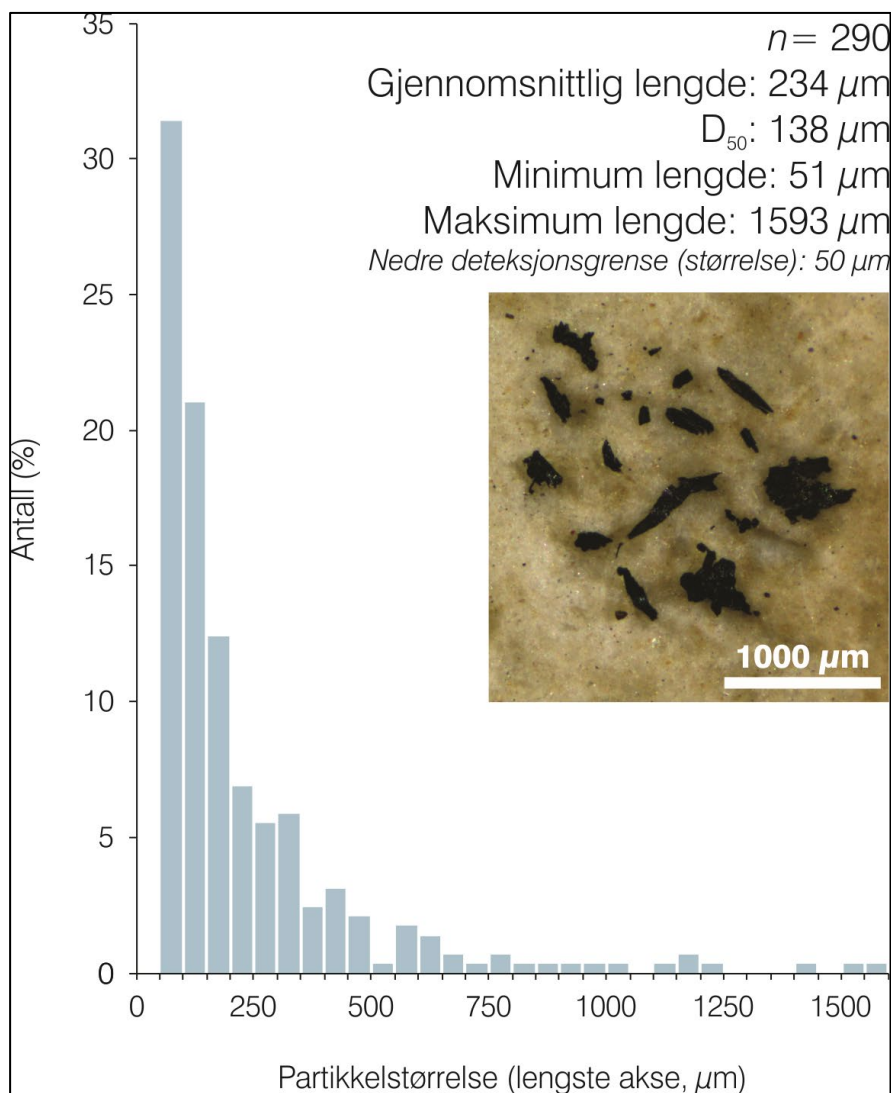
Figur 5. Bilder av ulike morfologier (fiber, granulater, etc.) av de 14 plastpolymerene som ble identifisert i jordprøvene. A: Gård 3, felt 5; B: Gård 2, felt 2; C: Gård 2, felt 2; D: Gård 1, felt 1; E: Gård 2, felt 4. De svarte strekene representerer 1000 µm (1 mm).

Plastfilm/folie («tynne flak») ble identifisert der plastfilm til jorddekke ble brukt, slik at sekundær mikroplast (nedbrytning av større plasteheter) kan ha vært opphavet til disse film-formede partiklene. Dette er spesielt relevant for Felt 2 der 95 % av mikroplasten som ble identifisert var i form av sorte film-formede plastpartikler. Imidlertid ble film-formede partikler også observert i felt behandlet med avløpsslam (Felt 5, 6 og 8) noe som antyder at også andre kilder enn plastfilm/folie benyttet kan bidra med filmformede plastpartikler i landbruksjord.

Generelt sett var fibre mer dominerende i felt som var behandlet med avløpsslam (Felt 6, 7, og 8f), imidlertid med en viss variabilitet (Felt 5 og 8d). En rekke kilder som bidrar til mikroplastforurensning lokalt og langtransportert kan være årsaken, eller en mulig heterogenitet av mikroplastpartikkeltyper i slammet som har vært påført. Tidligere undersøkelser har vist at det er stor variasjon i type

mikroplastpartikler i avløpsslam fra ulike undersøkte renselanlegg i Norge (Lusher mfl. 2018). Polymertypen varierer også mellom felt (**Figur 4**); plastfibrene var ofte polypropylen, polyester og viskose, mens fragmenter var ofte polyetylen og polypropylen.

Feltene som skilte seg ut mest var Felt 2 og 4 hvor det ble funnet mye PBAT-film. Som tidligere forklart er PBAT en oljebasert polymer som er markedsført som bionedbrytbar, og som ble benyttet i Felt 2 og 4. Nesten alle partiklene (95 %) som ble funnet i Felt 2 var PBAT (**Figur 4**), og antall PBAT-partikler økte eksponentielt med mindre partikkelstørrelse, som vist i **Figur 6**. Det ble også observert mange partikler under 50 μm , men disse ble ikke telt eller inkludert i analysen da de var under deteksjonsgrenden for disse analysene, som var 50 μm . Da konsentrasjonene av PBAT var høye, ble vi bekymret for at prøveopparbeidelsen kunne være med på å dele plastfilmen i flere mindre deler. Plast fra ubrukt og gammel PBAT-film ble ekstrahert etter samme metode som beskrevet i **4.1.3**, for å se om antall mikroplastpartikler økte under prøveopparbeidelsen. Se **Vedlegg B** for utfyllende prosedyre. Resultater viste seg at plastbitene var intakte etter prøveopparbeidelsen, og antall partikler økte ikke. Funnene av de høye konsentrasjonene av PBAT anses da som korrekte.



Figur 6. Størrelsesfordeling av PBAT film-fragmentene funnet i jord fra Felt 2, Gård 2. Størrelsen er definert som den lengste dimensjonen.

5.3 Mikroplast i vannprøver tilknyttet landbruksarealer

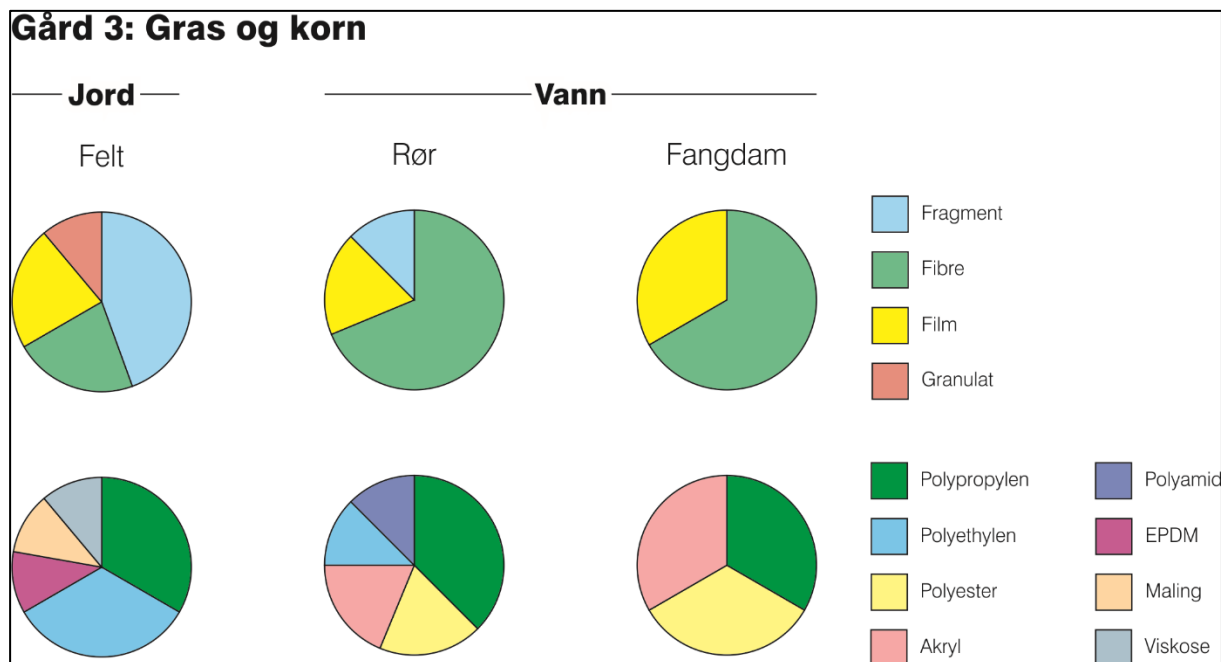
I **Tabell 4** vises konsentrasjonen av mikroplastpartikler (antall og masse per liter) funnet i vannprøver fra drenerør fra felt, i en vanningsdam og i en fangdam fra noen få utvalgte gårder. Antall partikler i vannprøvene fra Gård 1 og 2 er lavere enn blank-prøvene («bakgrunnsnivåene i laboratoriet») og ekskluderes derfor fra videre analyse da usikkerheten i analysene blir for store.

Partikler fra drenerør og fangdammen til Gård 3 overskrider blank-verdiene. Det ble funnet én partikkel i blank-prøven, og denne var av PVC. Ingen av partiklene funnet i vannprøvene fra Gård 3 var av PVC og vi er derfor rimelige trygge på at påviste mikroplastpartikler er reelle partikler i vannprøvene som ble samlet inn. **Tabell 4** viser mikroplastpartikler per volumenhet (antall per liter) og i estimert vekt per volumenhet (μg per liter) for de to vannprøvene fra Gård 3. Analysene indikerte at det var et høyere antall mikroplastpartikler i vannet i fangdammen enn i drenerøret. Det må opplyses om at kun 1,1 liter vannprøve ble samlet inn fra fangdammen, så resultatene er usikre. Partiklene identifisert i drenerøret hadde større masse, noe som resulterte i høyere massebaserte konsentrasjoner i prøven fra drenerøret. Tilstedeværelsen av mikroplastpartikler i vann fra drenerøret antyder at det er en mobilisering av mikroplast fra jord for dette feltet, noe som videre kan tilføre mikroplast til vannmiljøet i nærheten.

Tabell 4. Mikroplast i vann fra Gård 1, 2 og 3. For ytterligere informasjon se **Vedlegg A**.

Gård	Felt	Prøvetakningspunkt	Plantevekst	Mulige kilder til plast	Antall mikroplastpartikler per liter vann	Masse partikler per liter vann (μg)
1	1	Drenerør fra felt	Bær 1	Bruk av jorddekkeplast og landbruksfilm	Prøve ekskluderes på grunn av høye bakgrunns-konsentrasjoner i laboratoriet	Prøve ekskluderes på grunn av høye bakgrunns-konsentrasjoner i laboratoriet
2	2-4	Vanningsdam	Grønnsak 1,2,3	Bruk av ikke-biobasert bionedbrytbar plast (jorddekke) og solfangerfolie	Prøve ekskluderes på grunn av høye bakgrunns-konsentrasjoner i laboratoriet	Prøve ekskluderes på grunn av høye bakgrunns-konsentrasjoner i laboratoriet
3	5	Drenerør fra felt Fangdam	Gras og korn	Avløpslam (7-8 år siden)	2 3	83 34

Figur 7 viser partikkelmorfologi og polymertype til mikroplast påvist i vann fra Gård 3 (**Tabell 4**). Fibre dominerte begge vannprøvene, men noen film-formede partikler ble også påvist. Vann fra utløpsrøret inneholdt også noen fragmentpartikler. I begge vannprøvene dominerte polypropylen, polyester og akryl. Polyetylen og polyamid ble observert i vann fra drenerøret. Polyetylenfragmentene kan ha sitt opphav fra jordsmonnet, da slike fragmenter representerte den dominerende partikkeltypen i jordsmonnet på Gård 3. Vi kan imidlertid ikke utelukke at selve drenerøret kan være opphav til noen av plastpartiklene.



Figur 7. Oversikt over partikkelmorfologi (øverste kakediagrammet) og polymertype (nederste kakediagrammet) til mikroplasten fra vannprøver og jord i Gård 3.

5.4 Oppsummering av samtaler med tre bønder

Svarene på spørsmålene som ble stilt til bøndene er gjengitt i **Vedlegg C**. En forenklet oppsummering av svarene er gitt her:

1. Plastprodukter (8) som ble benyttet av disse tre bøndene:
 - Storsekker/gjødselsekker
 - Fiberduk
 - Solfangerfolie
 - Bioplast
 - Såkornsekker
 - Svartduk
 - Nylonsduk/ akrylduken.
 - «Cross-cover» over nylonduk
2. Alle var med i returordningen for landbruksplast
3. To av tre bønder er fornøyd med returordningen. De mener alle at nær 100 % av landbruksplasten resirkuleres.
4. To av tre bønder svarte: «Det brennes mindre plast nå enn det gjorde før». En bonde brenner plast, men veldig sjeldent.
5. Ingen av de tre bøndene har merket noe til importforbudet fra Kina i 2018.
6. En av to bønder svarte. Bonden gjenbraker nylondukene i omtrent tre år. Ellers blir all annen plast resirkulert.
7. Alle har opplevd vindblåst landbruksplast, særlig nylonduker.
8. To av tre bønder svarte på dette. En av bøndene har erfart landbruksplast i vassdrag. Dette var rundballer som måtte reddes ut av et vassdrag.

9. To av tre bønder svarte. Alle har erfart at dyr spiser på landbruksplasten. Det er vanlig at fugler hakker hull i plasten.
10. Problemstillinger de mente var relevante å belyse når det gjaldt plast i landbruket:
 - a. Samler det seg mikroplast i vanningsdammene?
 - b. Er det mikroplast i avløpslammet som benyttes?
 - c. Hvor mye bedre er bionedbrytbar plast i forhold til konvensjonell plast?
 - d. Plastbruk må ses i en større sammenheng, f.eks. at man slipper å bruke store mengder sprøytemidler.

6 Diskusjon

6.1 Funn av plast i landbruksjord og vann

I dette innledende arbeidet ble det funnet lave konsentrasjoner av mikroplast i landbruksjord i Morsa, til tross for at det finnes en rekke mulige kilder til plastforurensninger i nedbørfeltet. Det ble imidlertid kun analysert for plast større enn 50 µm. Konsentrasjonene av mikroplast i jordprøvene, med unntak av jord fra felt 2 (Gård 2) hvor ikke-biobasert bionedbrytbar plast til jorddekke ble benyttet, tilsvarer "bakgrunnskonsentrasjoner" i forhold til det som Piehl mfl. (2018) rapporterte. Konsentrasjonene var betydelig lavere enn i landbruksjord hvor bruk av plast og avløpslam antagelig er mer omfattende enn i Morsa (Corradini mfl. 2019; G. S. Zhang og Liu 2018). Ulike driftsformer, forskjellige jordtyper og måten avløpslammet tilføres jorda, kan muligens forklare forskjellene mellom våre resultater og internasjonale studier. I vårt studium fant vi ingen forskjell i mikroplastkonsentrasjoner mellom referansefeltet og de andre feltene. Strengt tatt burde vi inkludert en referanselokalitet som var langt utenfor landbruksarealene, samt arealer uten bruk av avløpslam hvor korn og gras dyrkes, og hvor andre plasttyper enn dem som ble anvendt her ble benyttet til jorddekke og plastfilmer/folie. Resultatene fra vår studie indikerer at bruk av jordbruksplast og indirekte frigjøring av plastpartikler ikke bidrar til betydelig mikroplastforurensning av landbruksjorda i Morsa. I feltet hvor ikke-biobasert bionedbrytbar plast ble benyttet ble konsentrasjonene ansett som høye, og dette gir grunnlag for å undersøke denne type landbruksjord nærmere. Det må understrekes at studiet som er gjennomført i dette forprosjektet er begrenset. De mulige plastkildene som vi har pekt på som relevante for landbruk generelt, er ikke nødvendigvis fanget opp i vårt arbeid. For eksempel ble bare de øvre 5 cm av jordsmonnet samlet inn til analyse, og plast mindre enn 50 µm inngikk ikke i dette studiet. Pløying eller bearbeiding av jorda kan konsentrere plastpartikler i dypere jordlag (Hurley og Nizzetto 2018) enn det som ble prøvetatt i denne studien. I tillegg vet man lite om akkumulering av mikroplast i jordsmonnet i forhold til remobilisering av mikroplast ut av jordsmonnet fra gjødsel og avløpslam. Det er mulig at større plastmaterialer raskt transporteres atmosfærisk ut fra jordsmonnet, og at mikroplast transporteres ut under jorderosjon og i avrenningsvann, og at akkumulering av plastpartikler i jordsmonn er begrenset i landbruksjord. Dette ses i en viss grad i avrenningsvann fra Gård 3, hvor det ble funnet mikroplast som kan transporteres videre til vassdrag. I en studie fra Italia ble det funnet høye konsentrasjoner av PBAT og PE i en elv som renner gjennom et intensivt driftet landbruksareal. Funnene av PBAT og PE mente de kunne ha sitt opphav fra plastfilmer og folier som ble benyttet i nedbørfeltet (Campanale mfl. 2019).

Data som er samlet inn i Plastland gir noe informasjon om plastforurensninger i Morsa, men det er behov for mer kunnskap om plast i landbruksjord, fra andre plantekulturer og driftsformer og fra arealer som er representative for norsk landbruk.

Ulike plastkilder som kunne forurense jordsmonnet i Morsa ble identifisert i dette studiet, og gjennomføringen av feltarbeidet ble i en viss grad styrt av dette. Resultater viser ikke klare mønstre mellom type plasteksponering og funn i jordsmonnet (**Tabell 3** og **Figur 4**). I noen jordprøver var det samsvar mellom prøver av ubrukt plastfilm (som stod lagret og hadde vært anvendt tidligere) og funn i jordprøver (felt 2 og 4 i Gård 2). Konsentrasjonene, spesielt når det gjelder masse av plast, var lave. Zubris og Richards (2005) har foreslått å bruke plastfibre som en indikator på at avløpsslam har vært tilsatt i jordsmonnet. I vår studie ble plastfibre også identifisert i felt der avløpsslam ikke har vært anvendt, noe som viser at det er andre viktige kilder til plastfibre i landbruksjord enn tilsatt avløpsslam. Funn av mikroplastgranulater i jord ses ofte der hvor avløpsslam har vært benyttet (f.eks. Lusher mfl. (2018)). I vår studie utgjorde granulater av mikroplast en andel i felt 4, til tross for at avløpsslam ikke har vært anvendt her. Tilsvarende resultat ble funnet i Sverige; plastsammensetningen i avløpsslammet stemte ikke overens med funn i jord hvor avløpsslammet var tilført, og i landbruksjord hvor avløpsslam ikke var benyttet ble det funnet mikroplast. I dette studiet avtok konsentrasjonen av mikroplast i landbruksjorda, i forhold det som ble tilført fra avløpsslammet. De antok at det skjer en nedbrytning i jorda og at noe plast forvitres til mindre størrelser som ikke påvises i den kjemiske analysen (Ljung mfl. 2018).

Det er viktig å påpeke at det er krevende å sammenligne de ulike feltene i vår studie på grunn av usikkerhetsmomenter assosiert med de lave verdiene som er funnet i de fleste felt, og det kan være en mulighet for at plastpartiklene ikke er jevnt fordelt i jordsmonnet. For eksempel hadde Felt 3 (referanse), hvor plastfolie/film/bunndekke ikke var benyttet, mer mikroplast enn jord som var behandlet med avløpsslam for bare ett år siden (Felt 6 og 7). I tillegg så hadde felt hvor avløpsslam var benyttet for 7-8 år siden (Felt 5 og 8) mer mikroplast enn de hvor avløpsslam ble anvendt for 1 år siden (Felt 6 og 7). Dette antyder at lokal variasjon mellom feltene, som for eksempel at andre plastkilder enn landbruksplast, påvirker mengden plast funnet. Mengde avløpsslam tilført per hektar kan også spille en rolle. Det kan antydes at nivåene for de fleste felt er så lave og forskjeller er kun tilfeldig variasjon.

Resultatene våre tyder på at det er mange ukjente kilder som tilfører plastpartikler til jordsmonnet, og at dette er en kompleks og sammensatt prosess. Kildene til plast i landbruksjord kan være mange, og tilførsler vil variere i rom og tid, inkludert vindblåst plast og lokal plastforsøpling. Det er lite kunnskap om hva som skjer når plast tilføres jordsmonnet, og disse prosessene bør undersøkes nærmere for å forstå hvordan plast tilføres, holdes tilbake i jordsmonnet og transporteres videre.

6.2 Effekter av plast i jord

Det høyeste nivået av mikroplastforurensning i jorda ble observert i felt 2, hvor en høy andel PBAT ble identifisert i jordsmonnet. PBAT har vist seg å være biologisk nedbrytbart i en nylig publisert studie av Zumstein mfl. (2018). Jordmikroorganismer var i stand til å bruke karbon fra monomerer i polymerstrukturen til PBAT for å danne biomasse, og nedbrytning ble observert i løpet av en 6-ukers periode. Studiet indikere at PBAT kan være egnet for bruk i jordbruksjord, siden plastresten vil bryte sammen over tid. Zumstein mfl. (2018) ga ikke informasjon om hvor lang tid nedbrytning skjedde, og i hvor lang tid partiklene kunne påvises i jordsmonnet. Šerá mfl. (2016) rapporterte at kun 7 % av PBAT-film ble mineralisert etter 100 dagers inkubering i forskjellige jordtyper ved 25°C. PBAT-filmer har blitt anvendt på felt 2 (Gård 3) omtrent 20 ganger (år). Det er ikke mulig å avgjøre om rester som vi fant i jordsmonnet kommer fra den nyeste bruken av PBAT-film eller om funnene er fra tidligere anvendelser. Ytterligere tester bør utføres for å identifisere nedbrytningen av PBAT under klimatiske forhold som er relevante for det norske miljøet.

Påvirkningen fra små PBAT-partikler på økosystemfunksjon i jordsmonn er ikke tilfredsstillende utredet. Foreløpig økotoksikologisk testing ved bruk av ferskvannsarten *Daphnia magna* viste at økt konduktivitet fra nedbrytningsproduktene fra en film av copolyester var giftig (Witt mfl. 2001), selv om man ikke forventet noen akutte giftige effekter fra de kjemiske nedbrytningsproduktene fra denne biologiske nedbrytbare polymeren (Müller, Kleeberg, og Deckwer 2001). PBAT har vist seg å ha en større kapasitet for sorpsjon og desorpsjon av organiske miljøgifter enn tradisjonell plast og andre karbonholdige geosorbenter som biokull (Zuo mfl. 2019). Dette innebærer at PBAT kan fungere som en transportvektor for organiske miljøgifter til jordsmonnet.

Bandopadhyay mfl. (2018) viste at biologisk nedbrytbare filmrester kan påvirke jordkvaliteten. Bionedbrytbare filmer kan fungere som en kilde til karbon i jordsmonn. Denne tilsetningen er relativt liten når det gjelder total karbontilførsel, men filmen kan initiere økt mikrobiell aktivitet. På partikler fra jorddekkfilm i landbruksjord kan mikroorganismene danne sine egne habitater (M. Zhang mfl. 2019), og PBAT har vist seg å kunne endre soppflora-sammensetningen på polymeroverflaten og i jordsmonnet (Muroi mfl. 2016). Etter dette funnet advarte (Muroi mfl. 2016) mot bruk av PBAT i landbruksjord til de mulige effektene hadde blitt nærmere undersøkt. Det er vist at biologisk nedbrytbare filmrester har en større negativ innflytelse på avlingsutbyttet enn tradisjonelle polyetylenfilmer, på grunn av den kjemiske sammensetningen til de biologiske nedbrytbare filmene (Qi mfl. 2018). Det er få studier som har undersøkt om biologiske nedbrytbare filmrester kan påvirke økosystemet i landbruksjord.

Det er uvisst hvor godt egnet de biologisk nedbrytbare filmene som brukes i landbruket er. Det kreves ytterligere forskning for bedre å forstå mulige effekter av biologisk nedbrytbare plastprodukter og deres nedbrytningsprodukter på økosystemet i jordsmonnet. Det er imidlertid viktig å balansere konklusjonene fra fremtidige studier mot funn av restfilm i jorden. Vårt forprosjekt viser at felt som bruker ikke-nedbrytbare filmer, kan gi lavere konsentrasjoner av mikroplastforurensning enn felt som bruker biologisk nedbrytbare plastfilmer.

Ytterligere overvåking anbefales for å få kunnskap om de relative bidragene fra forskjellige typer filmrester i landbruksjorda. Kunnskapen kan videre benyttes til å identifisere de best egnede plastfilmene for bruk i landbruket. Dette overvåkningsarbeidet vil også kunne gi informasjon om bakgrunnskonsentrasjoner som videre kan benyttes til eksponeringsstudier. En helhetlig evaluering av bruken av plastfilmer bør gjøres i forhold til spredningsveiene som er relevante for forskjellige plastprodukter og de positive effektene av å bruke forskjellige filmtyper på avlingsutbyttet.

Det er viktig å merke seg at mange publiserte studier bruker testkonsentrasjoner som er langt høyere enn dem som er observert i denne studien, spesielt med hensyn til masse/vekt av plasten. Økotoksikologisk tester under miljørelevante forhold anbefales for å forstå eventuelle nåværende og fremtidig effekter av mikroplastforurensning i jord.

6.3 Effekter av plast i vannmiljøet

I dette prosjektet ble det kun tatt ut fire stikkprøver av vann som drenerer fra to ulike landbruksarealer. To av vannprøvene som ble innsamlet og analysert kunne ikke anvendes da usikkerhetene i analyseresultatene var for store. Konsentrasjonene (antall partikler og masse pr. liter vann) av mikroplast i de to resterende vannprøvene var tilsvarende det man finner i elver i urbane områder (Luo mfl. 2019; Lechner mfl. 2014; Dris mfl. 2015). Resultater fra kun to vannanalyser er derimot for begrenset til at vi kan diskutere funnene, men kun skrive noe om mikroplast i ferskvann på et generelt grunnlag. Ved videre undersøkelser av mikroplast i avrenningsvann fra nedbørfelt bør det vurderes å installere prøvetakere som tar ut vannprøver med jevne mellomrom eller som følger avrenningen ut

av nedbørfeltet. I tillegg bør det tas analyser av mikroplast i sedimenter fra fangdammer og vanningsdammer.

I dag er det begrenset kunnskap om hvilke effekter mikroplast har på økosystemer i elver og innsjøer, da oppmerksomheten i hovedsak har vært rettet mot det marine vannmiljøet. I ferskvann er mikroplast påvist i vannsøyla, i sedimenter og i en rekke ulike ferskvannlevde organismer (Lambert og Wagner 2018). Studier som beskriver effekter av mikroplast i ferskvann er under rask utvikling, og nye resultater publiseres så og si kontinuerlig. Det store mangfoldet i forhold til plasttype, størrelse, form og fysisk-kjemiske egenskaper gjør det vanskelig og komplekst å forstå interaksjonene mellom mikroplast og biota. I dag er i hovedsak de fleste effektstudier utført i laboratorier, ikke i felt, og i konsentrasjoner som er urealistiske høye. Resultater vil da ha noe begrenset relevans for vannmiljøet, men laboratoriestudier viser tydelig at mikroplast kan ha en rekke ulike negative effekter på biota i ferskvann (Lambert og Wagner 2018; Scherer mfl. 2018). I en oversiktsartikkel fra de Sá mfl. (2018) viser de til følgende effekter av mikroplast i vannmiljøet:

- Redusert fôringsaktivitet
- Økt oksidativt stress
- DNA-skader
- Nerveskader
- Vekstforsinkelse
- Redusert evne til reproduksjon
- Økt mortalitet

I tillegg viser de til studier av samvirkende effekter mellom mikroplast og miljøgifter. I de fleste studiene ble de negative effektene forsterket når mikroplasten og miljøgiftene opptrådte samtidig. I videre effektstudier konkluderer (de Sá mfl. 2018) med at flere plasttyper med ulik morfologi må testes ut, flere arter må inkluderes og konsentrasjonene av mikroplast i laboratoriet må være mer lik dem man finner naturlig i vannmiljøet. I tillegg er det et overordnet behov for å forstå mikroplastens virkningsmekanisme og økotoxikologisk effekter på vannlevende organismer.

6.4 Erfaringer fra bønder om deres bruk av landbruksplast

Selv om informasjonen fra samtaler med tre bønder ikke er utformet etter vitenskapelige kvalitative metoder, synes vi det kom fram informasjon som gjenspeiler mye av opplysninger som vi har samlet inn og informasjon fra media.

Det er stor oppslutning om returordningen for landbruksplast, og dette ser vi ved at ca. 84 % av landbruksplasten gjenvinnes (www.gronpunkt.no). Det er utfordringer med levering av skitten landbruksplast, og dette vet vi skjer andre steder også (<https://www.grontpunkt.no/nyhet/gir-boendene-en-ny-sjanse/>). Alle tre bøndene mente at de brennes mindre plast nå enn før, og at dette er lite utbredt. Dette understreker at det er viktig at returordningen for landbruksplast består.

Alle har opplevd vindblåst landbruksplast, særlig nylonduker, og to av tre bønder har hentet opp rundballer fra nærmeste vassdrag. Rundballer som forsvinner i flom er et økonomisk tap for bonden, i tillegg er det et forsøpling- og forurensningsproblem for vannmiljøet. Vi vet ikke hvor utbredt dette er i Morsa, men andre kommuner har hatt store opprydningsdugnader av landbruksfilm og rundballer etter flom (www.fylkesmannen.no/nn/agder/Landbruk-og-mat/Jordbruk/Vil-hindre-tap-og-skader-av-rundballer-i-elva/). Dersom dette oppleves som et problem i Morsa, bør det vurderes om ytterligere oppmerksomheten rundt denne problematikken er nødvendig.

To av tre bønder svarte at fugler ofte hakker hull i rundballeplasten og plastfolie som benyttes i som dekke over plantevekstene. En av bøndene, som ikke inngikk blant de tre som svarte på spørsmålene fortalte at han hadde fått henvendelse fra slakter om funn av rundballeplast i vomma til kyr.

7 Kunnskapshull og videre arbeid

Forsøpling og plastforurensning av vannmiljøet er et relativt nytt forskningsmessig fagfelt, noe som gjenspeiles i høy publikasjonsrate av vitenskapelige artikler. Kunnskap om metoder som presist og nøyaktig kvantifiserer og identifiserer plast i avløpslam, jord, vann, biota og sedimenter er under utvikling. Negative effekter av plast på vannlevende biota er dokumentert, dog i et begrenset omfang, men forekomst av mange ulike plasttyper, former og konsentrasjoner i naturen kompliserer forståelsen av plastens virkemekanisme.

Dette forprosjektet viser at det er mange kunnskapshull når det gjelder landbruksplast og andre plastkilder i landbruket i forhold til anvendelse og videre funn i landbruksjord og avrenningsvann fra landbruksarealer.

Da norsk landbruk er en av de største forbrukerne av plast i Norge, er det ikke usannsynlig at sektoren kan være med på å tilføre plast til vannmiljøet. Her følger det vi anser som de mest aktuelle problemstillingene å se nærmere på i videre arbeid med landbruksplast.

- Plastregnskap som beregner tilførsler av plast fra utvalgte representative landbruksarealer til vannmiljøet ved hjelp av hydrologiske modeller som valideres med plastovervåking bør gjennomføres.
- Utføre systematiske studier av makroplast i landbruksjord for å kvantifisere og lokalisere plastforurensning i landbruket. Kunnskap om tilførsel av plast fra nærområdet, luftstrømmer og andre kilder utenfor landbruket må identifiseres.
- Innhente kunnskap om prosesser i landbruksjord som påvirker fordeling av plast i jordmassene og videre avrenning og transport av plast til vannmiljøet. Kunnskap om akkumulasjon/oppkonsentrering av plast i jordmassene bør innhentes.
- Kunnskap om kilder til mikroplast i landbruksjord må innhentes, fra innsatsvarer som gjødsel, såkorn og avløpslam, samt forvitring av makroplast.
- Undersøke nedbrytningstiden til bionedbrytbar plast som brukes i norsk landbruk. Det bør samtidig utføres økotoksikologiske tester for å se hvorvidt partikler og stoffer fra bionedbrytbar plast påvirker landbruksjorda og omkringliggende miljø.
- Det bør vurderes om landbruksplast vil kunne påvises i ville dyr som har sitt tilholdssted nær arealer hvor mye landbruksplast anvendes og husdyr tilknyttet gårdsdriften.
- I og med at landbruksplast ikke er omfattet av nytt emballasjedirektiv, er det viktig at returordning for landbruksplast opprettholdes, slik at bonden på en enkel og miljøvennlig måte kan bli kvitt brukt landbruksplast.
- Plastpåvirkning er en kompleks problemstilling, og krever at ulike fagmiljøer i Norge samarbeider.

8 Konklusjon

Resultater viste at konsentrasjonene av plast i alle jordprøvene var lave, tilsvarende «bakgrunnskonsentrasjoner», med unntak av jord hvor ikke-biobasert bionedbrytbar plast av typen PBAT ble benyttet, her ble konsentrasjonene betraktet som «høye». Antall plastpartikler i jordprøvene hvor plast av typen PBAT ble benyttet som jorddekke var ca. 2 000 pr. kg jord. Konsentrasjon av plastpartikler i de andre jordprøvene var ca. 100 pr. kg jord. I jordprøvene hvor det tidligere (1 år og 7-8 år siden) var benyttet avløpsslam, var konsentrasjonene av plast tilsvarende de som ble funnet i jord hvor det tidligere ikke var benyttet plast under dyrkingen. I de fire vannprøvene som ble analysert måtte to av prøvene forkastes på grunn av høye bakgrunnskonsentrasjoner i laboratoriet. I en av vannprøvene som ble samlet inn fra arealer som drenerte gras og korn var konsentrasjonen av plast 2 partikler pr. liter vann (8,7 l vann ble analysert). Denne konsentrasjonen betraktes som «høy», da nivået er godt over hva som måles i elver.

Plasttypene som ble påvist i jordprøvene (med unntak av jord med høy konsentrasjon av PBAT) gjenspeilte i liten grad plastfilmen og plastfolien som ble benyttet ved de ulike gårdene. Plastpartiklene som ble påvist i jord hvor det tidligere var benyttet avløpsslam var av ulik morfologi og plasttype. Såkalte granulater («beads») som ofte påvises i avløpsslam, utgjorde en liten andel av plastforurensningen i disse prøvene. Plasttypene polyetylen, polypropylen, viskose og polyester ble påvist i de fleste jordprøvene. Totalt sett så var det fragmenter, fibre og såkalte film/folie som dominerte partikkelformene. Av den synlig makroplast som ble plukket fra jordene, dominerte plasttypene polyetylen og polypropylen. Resultatene våre tyder på at det er mange ukjente kilder som tilfører plastpartikler til landbruksjord, og at dette er en kompleks og sammensatt prosess.

Da norsk landbruk er en av de største forbrukerne av plast er det behov for mer kunnskap om kilder til plast i landbruksjord og videre mobilisering til vannmiljøet. Undersøkelser bør gjøres over tid, i ulike landbruksarealer og mer omfattende enn det som ble gjort i dette forprosjektet. I videre arbeid bør tilførsler av mikroplast fra innsatsvarer som gjødsel og plantevernmidler også undersøkes. Studier som viser hvordan bionedbrytbarplast brytes ned under norske klimaforhold bør gjennomføres.

9 Referanser

- Accinelli, Cesare, Maria Ludovica Saccà, Mariangela Mencarelli, og Alberto Vicari. 2012. «Deterioration of Bioplastic Carrier Bags in the Environment and Assessment of a New Recycling Alternative». *Chemosphere* 89 (2): 136–43. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.05.028>.
- Allen, Steve, Deonie Allen, Vernon R. Phoenix, Gaël Le Roux, Pilar Durántez Jiménez, Anaëlle Simonneau, Stéphane Binet, og Didier Galop. 2019. «Atmospheric Transport and Deposition of Microplastics in a Remote Mountain Catchment». *Nature Geoscience* 12 (5): 339–44. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>.
- Al-Zahrani, S. M. 2000. «Utilization of Polyethylene and Paraffin Waxes as Controlled Delivery Systems for Different Fertilizers». *Industrial & Engineering Chemistry Research* 39 (2): 367–71. <https://doi.org/10.1021/ie980683f>.
- Andrady, Anthony L. 2015. «Persistence of Plastic Litter in the Oceans». I *Marine Anthropogenic Litter*, redigert av Melanie Bergmann, Lars Gutow, og Michael Klages, 57–72. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_3.
- Bandopadhyay, Sreejata, Lluís Martin-Closas, Ana M. Pelacho, og Jennifer M. DeBruyn. 2018. «Biodegradable Plastic Mulch Films: Impacts on Soil Microbial Communities and Ecosystem Functions». *Frontiers in Microbiology* 9 (april). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00819>.
- Barragán, D. H., A. M. Pelacho, og Ll. Martin-Closas. 2016. «Degradation of Agricultural Biodegradable Plastics in the Soil under Laboratory Conditions». *Soil Research* 54 (2): 216. <https://doi.org/10.1071/SR15034>.
- Bergmann, Melanie, Sophia Mützel, Sebastian Pimpke, Mine B. Tekman, Jürg Trachsel, og Gunnar Gerdts. 2019. «White and Wonderful? Microplastics Prevail in Snow from the Alps to the Arctic». *Science Advances* 5 (8): eaax1157. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>.
- Bläsing, Melanie, og Wulf Amelung. 2018. «Plastics in Soil: Analytical Methods and Possible Sources». *Science of The Total Environment* 612 (januar): 422–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>.
- Brennecke, Dennis, Bernardo Duarte, Filipa Paiva, Isabel Caçador, og João Canning-Clode. 2016. «Microplastics as Vector for Heavy Metal Contamination from the Marine Environment». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 178 (september): 189–95. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>.
- Briassoulis, Demetres, Epifaneia Babou, Miltiadis Hiskakis, og Ioanna Kyrikou. 2015. «Analysis of Long-Term Degradation Behaviour of Polyethylene Mulching Films with pro-Oxidants under Real Cultivation and Soil Burial Conditions». *Environmental Science and Pollution Research* 22 (4): 2584–98. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3464-9>.
- Briassoulis, Demetres, Epifania Babou, Miltiadis Hiskakis, Giacomo Scarascia, Pietro Picuno, Dorleta Guardie, og Cyril Dejean. 2013. «Review, Mapping and Analysis of the Agricultural Plastic Waste Generation and Consolidation in Europe». *Waste Management & Research* 31 (12): 1262–78. <https://doi.org/10.1177/0734242X13507968>.
- Brodhagen, Marion, Jessica R. Goldberger, Douglas G. Hayes, Debra Ann Inglis, Thomas L. Marsh, og Carol Miles. 2017. «Policy Considerations for Limiting Unintended Residual Plastic in Agricultural Soils». *Environmental Science & Policy* 69 (mars): 81–84. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.12.014>.
- Bye, AS, PA Aarstad, Al Løvberget, O Rognstad, og B Storbråten. 2019. «Jordbruk og miljø 2018. Tilstand og utvikling.» Statistisk sentralbyrå-rapport 2019/05.
- Campanale, Claudia, Friederike Stock, Carmine Massarelli, Christian Kochleus, Giuseppe Bagnuolo, Georg Reifferscheid, og Vito Felice Uricchio. 2019. «Microplastics and Their Possible Sources:

- The Example of Ofanto River in Southeast Italy». *Environmental Pollution*, september, 113284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113284>.
- Carr, Steve A., Jin Liu, og Arnold G. Tesoro. 2016. «Transport and Fate of Microplastic Particles in Wastewater Treatment Plants». *Water Research* 91 (mars): 174–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>.
- Cole, Matthew, Pennie Lindeque, Elaine Fileman, Claudia Halsband, Rhys Goodhead, Julian Moger, og Tamara S. Galloway. 2013. «Microplastic Ingestion by Zooplankton». *Environmental Science & Technology* 47 (12): 6646–55. <https://doi.org/10.1021/es400663f>.
- Cole, Matthew, Pennie Lindeque, Claudia Halsband, og Tamara S. Galloway. 2011. «Microplastics as Contaminants in the Marine Environment: A Review». *Marine Pollution Bulletin* 62 (12): 2588–97. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.
- Corradini, Fabio, Pablo Meza, Raúl Eguiluz, Francisco Casado, Esperanza Huerta-Lwanga, og Violette Geissen. 2019. «Evidence of Microplastic Accumulation in Agricultural Soils from Sewage Sludge Disposal». *Science of The Total Environment* 671 (juni): 411–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>.
- Cozar, A., F. Echevarria, J. I. Gonzalez-Gordillo, X. Irigoien, B. Ubeda, S. Hernandez-Leon, A. T. Palma, mfl. 2014. «Plastic Debris in the Open Ocean». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (28): 10239–44. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>.
- Dong, H, T Liu, Y Li, H Liu, og D Wang. 2013. «Effects of plastic film residue on cotton yield and soil physical and chemical properties in Xinjiang». *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, Volume 29, Number 8, pp. 91-99(9).
- Dris, Rachid, Johnny Gasperi, Vincent Rocher, Mohamed Saad, Nicolas Renault, og Bruno Tassin. 2015. «Microplastic Contamination in an Urban Area: A Case Study in Greater Paris». *Environmental Chemistry* 12 (5): 592. <https://doi.org/10.1071/EN14167>.
- Dris, Rachid, Johnny Gasperi, Mohamed Saad, Cécile Mirande, og Bruno Tassin. 2016. «Synthetic Fibers in Atmospheric Fallout: A Source of Microplastics in the Environment?» *Marine Pollution Bulletin* 104 (1–2): 290–93. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>.
- Dunn, A. S. 1994. «Polymer technology dictionary. By T. Whelan. Chapman & Hall, London, 1994. pp. vii + 555, price £85. ISBN 0-412-58180-9». *Polymer International* 34 (2): 235–235. <https://doi.org/10.1002/pi.1994.210340218>.
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). 2016. «Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood». *EFSA Journal* 14 (6). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501>.
- Ellis, B, og R Smith. 2019. *POLYMERS: A Property Database, Second Edition*. Ellis, B. & Smith, R.,. S.I.: CRC PRESS.
- Feuilloley, Pierre, Guy César, Ludovic Benguigui, Yves Grohens, Isabelle Pillin, Hilaire Bewa, Sandra Lefaux, og Mounia Jamal. 2005. «Degradation of Polyethylene Designed for Agricultural Purposes». *Journal of Polymers and the Environment* 13 (4): 349–55. <https://doi.org/10.1007/s10924-005-5529-9>.
- Galloway, Tamara S., Matthew Cole, og Ceri Lewis. 2017. «Interactions of Microplastic Debris throughout the Marine Ecosystem». *Nature Ecology & Evolution* 1 (5). <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>.
- Haider, Tobias P., Carolin Völker, Johanna Kramm, Katharina Landfester, og Frederik R. Wurm. 2019. «Plastics of the Future? The Impact of Biodegradable Polymers on the Environment and on Society». *Angewandte Chemie International Edition* 58 (1): 50–62. <https://doi.org/10.1002/anie.201805766>.
- Hann, S, R Scholes, R Briedis, og K Kirkevaag. 2018. «Bio-Based and Biodegradable Plastics». Miljødirektoratet M-1206.
- Hansen, E, NH Nilsson, D Lithner, og C Lassen. 2013. «Hazardous substances in plastic materials». Miljødirektoratet TA-2013.

- Hurley, Rachel R., Amy L. Lusher, Marianne Olsen, og Luca Nizzetto. 2018. «Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices». *Environmental Science & Technology* 52 (13): 7409–17. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>.
- Hurley, Rachel R., og Luca Nizzetto. 2018. «Fate and Occurrence of Micro(Nano)Plastics in Soils: Knowledge Gaps and Possible Risks». *Current Opinion in Environmental Science & Health* 1 (februar): 6–11. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.006>.
- Haande, S, AL Solheim, J Moe, og R Brænden. 2011. «Klassifisering av økologisk tilstand i elver og innsjøer i Vannområde Morsa iht. Vanddirektivet». NIVA rapport-6166.
- Isobe, Atsuhiko, Nina T. Buenaventura, Stephen Chastain, Suchana Chavanich, Andrés Cózar, Marie DeLorenzo, Pascal Hagmann, mfl. 2019. «An interlaboratory comparison exercise for the determination of microplastics in standard sample bottles». *Marine Pollution Bulletin* 146 (september): 831–37. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.033>.
- Ivar do Sul, Juliana A., og Monica F. Costa. 2014. «The Present and Future of Microplastic Pollution in the Marine Environment». *Environmental Pollution* 185 (februar): 352–64. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>.
- Jarosiewicz, Anna, og Maria Tomaszewska. 2003. «Controlled-Release NPK Fertilizer Encapsulated by Polymeric Membranes». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 51 (2): 413–17. <https://doi.org/10.1021/jf020800o>.
- Jemec Kokalj, Anita, Petra Horvat, Tina Skalar, og Andrej Kržan. 2018. «Plastic Bag and Facial Cleanser Derived Microplastic Do Not Affect Feeding Behaviour and Energy Reserves of Terrestrial Isopods». *Science of The Total Environment* 615 (februar): 761–66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.020>.
- Ju, Hui, Dong Zhu, og Min Qiao. 2019. «Effects of Polyethylene Microplastics on the Gut Microbial Community, Reproduction and Avoidance Behaviors of the Soil Springtail, *Folsomia Candida*». *Environmental Pollution* 247 (april): 890–97. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.097>.
- Kole, Pieter Jan, Ansje J. Löhr, Frank Van Belleghem, og Ad Ragas. 2017. «Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment». *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (10): 1265. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>.
- Lambert, Scott, og Martin Wagner. 2018. «Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview». I *Freshwater Microplastics*, redigert av Martin Wagner og Scott Lambert, 58:1–23. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_1.
- Lechner, Aaron, Hubert Keckeis, Franz Lumesberger-Loisl, Bernhard Zens, Reinhard Krusch, Michael Tritthart, Martin Glas, og Elisabeth Schludermann. 2014. «The Danube so Colourful: A Potpourri of Plastic Litter Outnumbers Fish Larvae in Europe's Second Largest River». *Environmental Pollution* 188 (mai): 177–81. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>.
- Lehmann, Anika, Katharina Fitschen, og Matthias Rillig. 2019. «Abiotic and Biotic Factors Influencing the Effect of Microplastic on Soil Aggregation». *Soil Systems* 3 (1): 21. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3010021>.
- Ljung, E, KB Olesen, PE Andersson, E Faltstrøm, J Vollertsen, HB Wittgren, og M Hagmann. 2018. «Mikroplaster i kretsloppet». Svenskt Vatten Utveckling Rapport 2018-13.
- Luo, Wenya, Lei Su, Nicholas J. Craig, Fangni Du, Chengxi Wu, og Huahong Shi. 2019. «Comparison of Microplastic Pollution in Different Water Bodies from Urban Creeks to Coastal Waters». *Environmental Pollution* 246 (mars): 174–82. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.081>.
- Lusher, Amy, Rachel Hurley, Christian Vogelsang, Luca Nizzetto, og Marianne Olsen. 2018. «Mapping Microplastics in Sludge». 20604. <https://doi.org/10.13140/rg.2.2.25277.56804>.
- Mahon, A. M., B. O'Connell, M. G. Healy, I. O'Connor, R. Officer, R. Nash, og L. Morrison. 2017. «Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment». *Environmental Science & Technology* 51 (2): 810–18. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04048>.

- McNaught, Alan D., Andrew Wilkinson, og International Union of Pure and Applied Chemistry, red. 1997. *Compendium of chemical terminology: IUPAC recommendations*. 2nd ed. Oxford [England] ; Malden, MA, USA: Blackwell Science.
- Muroi, Fumihito, Yuya Tachibana, Yukiko Kobayashi, Takanori Sakurai, og Ken-ichi Kasuya. 2016. «Influences of Poly(Butylene Adipate- Co -Terephthalate) on Soil Microbiota and Plant Growth». *Polymer Degradation and Stability* 129 (juli): 338–46. <https://doi.org/10.1016/j.polyimdeggradstab.2016.05.018>.
- Müller, Rolf-Joachim, Ilona Kleeberg, og Wolf-Dieter Deckwer. 2001. «Biodegradation of Polyesters Containing Aromatic Constituents». *Journal of Biotechnology* 86 (2): 87–95. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(00\)00407-7](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(00)00407-7).
- Ng, Ee-Ling, Esperanza Huerta Lwanga, Simon M. Eldridge, Priscilla Johnston, Hang-Wei Hu, Violette Geissen, og Deli Chen. 2018. «An Overview of Microplastic and Nanoplastic Pollution in Agroecosystems». *Science of The Total Environment* 627 (juni): 1377–88. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.341>.
- Nizzetto, Luca, Gianbattista Bussi, Martyn N. Futter, Dan Butterfield, og Paul G. Whitehead. 2016. «A Theoretical Assessment of Microplastic Transport in River Catchments and Their Retention by Soils and River Sediments». *Environmental Science: Processes & Impacts* 18 (8): 1050–59. <https://doi.org/10.1039/C6EM00206D>.
- Nizzetto, Luca, Martyn Futter, og Sindre Langaas. 2016. «Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin?» *Environmental Science & Technology* 50 (20): 10777–79. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>.
- Nizzetto, Luca, Sindre Langaas, og Martyn Futter. 2016. «Pollution: Do Microplastics Spill on to Farm Soils?» *Nature* 537 (7621): 488–488. <https://doi.org/10.1038/537488b>.
- Piehl, Sarah, Anna Leibner, Martin G. J. Löder, Rachid Dris, Christina Bogner, og Christian Laforsch. 2018. «Identification and Quantification of Macro- and Microplastics on an Agricultural Farmland». *Scientific Reports* 8 (1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>.
- Primpke, Sebastian, Marisa Wirth, Claudia Lorenz, og Gunnar Gerdt. 2018. «Reference Database Design for the Automated Analysis of Microplastic Samples Based on Fourier Transform Infrared (FTIR) Spectroscopy». *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 410 (21): 5131–41. <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1156-x>.
- Qi, Yueling, Xiaomei Yang, Amalia Mejia Pelaez, Esperanza Huerta Lwanga, Nicolas Beriot, Henny Gertsen, Paolina Garbeva, og Violette Geissen. 2018. «Macro- and Micro- Plastics in Soil-Plant System: Effects of Plastic Mulch Film Residues on Wheat (*Triticum Aestivum*) Growth». *Science of The Total Environment* 645 (desember): 1048–56. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.229>.
- QingHai, G, og L XiaoMin. 2011. «Effects of plastic film residue on morphology and physiological characteristics of tomato seedlings». Effects of plastic film residue on morphology and physiological characteristics of tomato seedlings. *J. Trop. Subtrop. Bot.* 19, 425–429.
- Ramos, Laura, Giselle Berenstein, Enrique A. Hughes, Anita Zalts, og Javier M. Montserrat. 2015. «Polyethylene Film Incorporation into the Horticultural Soil of Small Periurban Production Units in Argentina». *Science of The Total Environment* 523 (august): 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.142>.
- Rillig, Matthias C., Anika Lehmann, A. Abel Souza Machado, og Gaowen Yang. 2019. «Microplastic Effects on Plants». *New Phytologist* 223 (3): 1066–70. <https://doi.org/10.1111/nph.15794>.
- Rodriguez-Seijo, A., J. Lourenço, T.A.P. Rocha-Santos, J. da Costa, A.C. Duarte, H. Vala, og R. Pereira. 2017. «Histopathological and Molecular Effects of Microplastics in *Eisenia Andrei* Bouché». *Environmental Pollution* 220 (januar): 495–503. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.092>.
- Sá, Luís Carlos de, Miguel Oliveira, Francisca Ribeiro, Thiago Lopes Rocha, og Martyn Norman Futter. 2018. «Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and

- where should we focus our efforts in the future?» *Science of The Total Environment* 645 (desember): 1029–39. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>.
- Scherer, Christian, Annkatrin Weber, Scott Lambert, og Martin Wagner. 2018. «Interactions of Microplastics with Freshwater Biota». I *Freshwater Microplastics*, redigert av Martin Wagner og Scott Lambert, 58:153–80. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_8.
- Šerá, Jana, Petr Stloukal, Petra Jančová, Vincent Verney, Silvie Pekařová, og Marek Koutný. 2016. «Accelerated Biodegradation of Agriculture Film Based on Aromatic–Aliphatic Copolyester in Soil under Mesophilic Conditions». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 64 (28): 5653–61. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.6b01786>.
- Siegfried, Max, Albert A. Koelmans, Ellen Besseling, og Carolien Kroeze. 2017. «Export of Microplastics from Land to Sea. A Modelling Approach». *Water Research* 127 (desember): 249–57. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.011>.
- Skarbøvik, E, og M Bechmann. 2010. «Some Characteristics of the Vansjø- Hobøl (Morsa) Catchment». Bioforsk-rapport 128 (5).
- Skarbøvik, E, S Haande, M Bechmann, og B Skjelbred. 2019. «Vannovervåking i Morsa 2018. Innsjøer, elver og bekker, november 2017 - oktober 2018». NIBIO-Rapport 5(30).
- Souza Machado, Anderson Abel de, Chung W. Lau, Werner Kloas, Joana Bergmann, Julien B. Bachelier, Erik Faltin, Roland Becker, Anna S. Görlich, og Matthias C. Rillig. 2019. «Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance». *Environmental Science & Technology* 53 (10): 6044–52. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339>.
- Steinmetz, Zacharias, Claudia Wollmann, Miriam Schaefer, Christian Buchmann, Jan David, Josephine Tröger, Katherine Muñoz, Oliver Frör, og Gabriele Ellen Schaumann. 2016. «Plastic Mulching in Agriculture. Trading Short-Term Agronomic Benefits for Long-Term Soil Degradation?» *Science of The Total Environment* 550 (april): 690–705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153>.
- Thompson, R. C. 2004. «Lost at Sea: Where Is All the Plastic?» *Science* 304 (5672): 838–838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>.
- Wan, Yong, Chenxi Wu, Qiang Xue, og Xinminnan Hui. 2019. «Effects of Plastic Contamination on Water Evaporation and Desiccation Cracking in Soil». *Science of The Total Environment* 654 (mars): 576–82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.123>.
- Weithmann, Nicolas, Julia N. Möller, Martin G. J. Löder, Sarah Piehl, Christian Laforsch, og Ruth Freitag. 2018. «Organic Fertilizer as a Vehicle for the Entry of Microplastic into the Environment». *Science Advances* 4 (4): eaap8060. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>.
- Witt, U, T Einig, M Yamamoto, I Kleeberg, W.-D Deckwer, og R.-J Müller. 2001. «Biodegradation of Aliphatic–aromatic Copolyesters: Evaluation of the Final Biodegradability and Ecotoxicological Impact of Degradation Intermediates». *Chemosphere* 44 (2): 289–99. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00162-4](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00162-4).
- Zhang, G.S., og Y.F. Liu. 2018. «The Distribution of Microplastics in Soil Aggregate Fractions in Southwestern China». *Science of The Total Environment* 642 (november): 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>.
- Zhang, Mengjun, Yanran Zhao, Xiao Qin, Weiqian Jia, Liwei Chai, Muke Huang, og Yi Huang. 2019. «Microplastics from Mulching Film Is a Distinct Habitat for Bacteria in Farmland Soil». *Science of The Total Environment* 688 (oktober): 470–78. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.108>.
- Zhang, Yulan, Tanguang Gao, Shichang Kang, og Mika Sillanpää. 2019. «Importance of Atmospheric Transport for Microplastics Deposited in Remote Areas». *Environmental Pollution* 254 (november): 112953. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.121>.

- Zubris, Kimberly Ann V., og Brian K. Richards. 2005. «Synthetic Fibers as an Indicator of Land Application of Sludge». *Environmental Pollution* 138 (2): 201–11. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>.
- Zumstein, Michael Thomas, Arno Schintlmeister, Taylor Frederick Nelson, Rebekka Baumgartner, Dagmar Woebken, Michael Wagner, Hans-Peter E. Kohler, Kristopher McNeill, og Michael Sander. 2018. «Biodegradation of Synthetic Polymers in Soils: Tracking Carbon into CO₂ and Microbial Biomass». *Science Advances* 4 (7): eaas9024. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aas9024>.
- Zuo, Lin-Zi, Heng-Xiang Li, Lang Lin, Yu-Xin Sun, Zeng-Hui Diao, Shan Liu, Zong-Yao Zhang, og Xiang-Rong Xu. 2019. «Sorption and Desorption of Phenanthrene on Biodegradable Poly(Butylene Adipate Co-Terephthalate) Microplastics». *Chemosphere* 215 (januar): 25–32. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.173>.

10 Vedlegg

Vedlegg A.

Field sampling

Virgin plastics

Samples of plastic products used by farmers to apply to fields were collected where possible. This was not available for farmers who had historically applied sludge to fields. Samples of different agricultural film were collected and placed into sample bags for subsequent chemical characterisation.

Macroplastic particles

Visible macroplastic debris present in the fields were collected. The fields were not sampled systematically due to time pressures, but a small number of fragments of each macroplastic type (based on a visual appraisal) were collected for subsequent polymer identification. Macroplastic particles were placed into sample bags for further analysis.

Soil samples

Samples of the upper layers of field soils were collected for microplastic analysis. Soil samples were collected along a transect across the selected fields. For Farms 1-4, three samples were taken along each transect and aggregated into a single sample. At Farm 5, during sludge application in 2018, biosolids were initially placed at a depot site at the edge of the field before being spread across the rest of the surface. Based upon this practice and well-defined depot locations, two transects were sampled in Fields 7 and 8. The depot transect was along the length of the depot site, whilst the main field transect extended out into the field from the depot site. Three samples were collected along each transect and aggregated into samples for each sub-location.

At each sample site, the overlying vegetation was carefully pulled away to reveal the soil surface. A metal trowel was used to isolate an area of ca. 12 cm² and the upper 5 cm of the soil was lifted away. The soils were wrapped in aluminium foil and placed into sample bags. All soil samples were transferred to the laboratory and stored at -18°C prior to analysis.

Water samples

Water samples were collected from settlement ponds known as 'vanningsdam' or irrigation pools. Many farms in the Morsa catchment have these types of ponds to reduce the impact of sediment runoff to local waterbodies and to trap water for irrigation during dry periods. These ponds also sometimes feature discharge pipes that release water from the fields, below the soil surface. Where accessible, these features were sampled as part of this project. Water samples were collected from Farms 1, 2, and 3. A breakdown of the different sample types for each farm is provided in **Tabell A1**.

Tabell A1. Informasjon om analyserte vannprøver, inkludert korresponderende blank-prøver. Alle partiklene er verifisert som mikroplast ved hjelp av FTIR.

Gård	Felt	Prøvetakningspunkt	Plantevekst	Mulige kilder til plast	Volum vann prøvetatt (l)	Antall mikroplastpartikler i hele vannprøven	Antall mikroplastpartikler i blindprøve
1	1	Drensrør fra felt	Bær 1	Bruk av jorddekkeplast og landbruksfilm	7,35	1	6

Gård	Felt	Prøvetakningspunkt	Plantevekst	Mulige kilder til plast	Volum vann prøvetatt (l)	Antall mikroplastpartikler i hele vannprøven	Antall mikroplastpartikler i blindprøve
2	2-4	Vanningsdam	Grønnsak 1,2,3	Bruk av ikke-biobasert bionedbrytbar plast (jorddekke) og solfangerfolie	9,54	0	1
3	5	Drensrør fra felt Fangdam	Gras og korn	Avløpslam (7-8 år siden)	8,65 1,07	16 3	1 0

Water was collected directly from discharge pipes by holding a pre-washed white polyethylene bucket under the release point until full. Surface waters from the fangdam/vanningsdam were collected in buckets by scooping the upper layer of the pond. This cannot facilitate accurate estimations of the concentrations of plastic in the water of the pond but provides a baseline assessment of microplastic presence and different particles types. Additional sample containers were carried to each site, which formed the basis of procedural blanks. No sample was added to the blank containers until subsequent laboratory processing (see below).

Sample processing

Soil samples

Soil samples were defrosted and thoroughly mixed. A sub-sample (c.200 g) was taken and placed in the oven at 40°C until dry. The samples were removed several times during the drying process and mixed to prevent the formation of hard aggregate particles. The dried soils were mixed again, and sub-samples of 30 g were taken to form triplicates of each sample. These were weighed into pre-washed 250 ml Erlenmeyer flasks. The samples were first digested with Fenton's reagent following the methodology outlined in Hurley og Nizzetto (2018). Namely, 50 ml of reagent (1:1 30% hydrogen peroxide and 5% iron (II) heptahydrate catalyst solution) was added to the samples. The temperature was controlled to <40°C by intermittently placing samples into an ice bath. Some samples exhibited substantial foaming due to the hydrogen peroxide. This reduced by adding a few drops of 5% acetic acid and vegetable oil. Further reagent was added until no further reaction was observed. The flasks were topped up with filtered RO water and allowed to settle out overnight. The overlying liquid was vacuum-filtered onto Whatman GF-A filter papers. The solid material was then transferred to 50 ml pre-washed polyethylene tubes. The tubes were filled with further filtered RO water and agitated for one minute to help wash away any residual hydrogen peroxide. The samples were left to settle overnight and the liquid fraction was filtered onto additional Whatman GF-A filter papers. The tubes were then filled with saturated sodium iodide (1.8 gm cm⁻³) solution. The process of agitation, settling, and filtering was performed twice to complete two density-based extractions. This helps to ensure that the majority of microplastics are isolated from the sample matrix Hurley og Nizzetto (2018). A total of four filter papers containing buoyant material (potentially included microplastics) were produced for each replicate through this method.

Water samples

Water samples were vacuum-filtered onto Whatman GF-A filter papers. None of the samples contained high levels of organic material, so no further sample processing was deemed necessary. Instead, samples were split across multiple (2-8) filter papers to spread out any small amounts of clay and fine organic material that could potentially hinder visual identification. This was also performed for blank samples. Sample containers that were also exposed in the field were filled with corresponding

sample volumes and vacuum-filtered across multiple filter papers to permit assessment of background contamination from field sampling and laboratory processing.

Plastic analysis

Visual identification of microplastics

All filter papers were traversed at 20-40x magnification using a Nikon SMZ 745T stereomicroscope. A lower detection limit of 50 μm was imposed based on the limitations of visual techniques for microplastic analysis. Suspected microplastics were physically characterised. Particles were classified as films, fragments, fibres, and beads/granules. The length and width of each particle was measured using Infinity Analyze software (v.6.5.4) and the depth was estimated as a proportion of the width. A sub-set of particles, such as clear fibres, that were identified as probable natural origin were also selected and reserved for further chemical characterisation to reduce the risk of underestimating total microplastic counts.

Polymer identification

Plastic particles collected in the field (macroplastics) and identified in soil and water samples (microplastics) were subjected to further chemical characterisation to identify their polymer composition. This was performed using Fourier-Transform Infra-Red spectroscopy (FTIR). Macroplastics were analysed on a PerkinElmer Frontier universal ATR (attenuated total reflectance) FT-IR using a diamond accessory. For samples that were collected from soils, residual mineral and organic material adhering to the surface of the plastic was gently removed by wiping with a few drops of isopropanol and allowing to dry thoroughly. Large (>300 μm) microplastic particles were also analysed by ATR-FT-IR, using an Agilent Cary 630 equipped with a single-bounce diamond crystal. Smaller particles were tested using a PerkinElmer Spotlight 400 $\mu\text{FT-IR}$ in transmission mode using a diamond compression cell to improve spectra quality. For all the above-mentioned analytical approaches, spectra were produced with a minimum of 4 co-scans and were performed at a spectral resolution of 4 cm^{-1} . Polymer identification was achieved by comparing the FT-IR spectra to commercial and in-house polymer libraries. These included the Agilent Polymer library for the Cary 630, and the STJapan Polymer and BASEMAN (Primpke mfl. 2018) libraries for the PerkinElmer system. All spectra were manually inspected to verify the acceptance of library matches.

All plastic particles (macro- and micro-) were subjected to FT-IR analysis, except for the small black film particles identified in Farm 2, Field 2 soils. Numerous particles were observed in the microplastic samples that had a high degree of visual resemblance (thin, black film with torn edges and 'crumpled' surface texture). A total of 30 particle – representing 10% of the total particle counts – were analysed by FT-IR. All were found to have the same spectra. As a result, the remaining particles were not characterised further, but were listed as the same polymer type.

Quality control

Several measures were employed to improve the quality of analysis and assess the selected methods for their efficacy. In the laboratory, at all points at which samples were exposed, processing was conducted in a laminar flow cabinet to limit airborne contamination. At all other times, samples were kept covered. The room in which all processing took place is a positive pressure space, and all airflow into the room is HEPA filtered. Laboratory procedure for entering the room includes wearing 100% cotton lab coats, wearing natural fibre clothing, and using a lint roller to remove loose fibres from clothing. All reagents were produced using filtered (0.22 μm) RO water and were further filtered before being added to samples. Filter papers were visually checked for contamination before being used and stored in closed petri dishes.

As described above, each water sample was accompanied by a blank. This is to account for different sampling locations and sample volumes. The soil samples were processed as a single batch. Three negative controls were included as procedural blanks, that were subject to an identical analytical procedure. Several soil samples from different projects are analysed in the laboratory, and recovery tests are included with each batch. A positive control was included in this study, using polyester fibres (100-1000 μm), polystyrene fragments (150-200 μm), and PVC fragments (250-300 μm). 10 particles of each type were added to the control and >7 particles were recovered for each type. These data were added to ongoing recovery tests to provide recovery values of 72%, 94%, and 93% for fibres, PS fragments, and PVC fragments, respectively.

Mass estimation of plastic particles

The methodology used here is a typical procedure for measuring microplastics in environmental matrices. However, it reports concentrations as particle counts, where mass-based concentrations are often favoured by regulators. To facilitate expression of the data in different units (particles kg^{-1} , mg kg^{-1}), a method was performed to estimate the mass of observed particles. During the visual analysis stage, the length, width, and depth of each particle was recorded. This was used to establish a particle volume, where fibres were treated as cylinders, beads/granules as spheres, and fragments and films as cuboid particles. In the chemical characterisation step, the same particles were tracked and analysed for polymer type. An estimation of particle mass was calculated as the volume multiplied by the polymer density. Polymer density was obtained for all of the polymer types observed in this study (Table A.1). Where some polymers have a range of potential densities, the modal density reported was used.

Table A.1: Densities of polymer types identified in soil and water samples that were used for mass estimations

Polymer type	Density (g cm^{-3})
Acrylic	1.18
EPDM	1.1
HNBR	1.24
Nylon/Polyamide	1.24
Paint	1.2
PBAT	1.26
PET/Polyester	1.38
Polyethylene	0.92
Polypropylene	0.9
Polyurethane	1.15
PTFE	2.1
PVC	1.38
SAN	1.07
Viscose	1.5

Vedlegg B.

PBAT particles

Black film identified as biodegradable was provided by the farmer of Farm 2, Field 2, as a sample of mulching film applied to soils. Black film particles were also observed in the Field 2 soils as both macro- and micro-sized particles. All of these presented the same FT-IR spectra, which was identified as 'copolyester' in the library search results. To identify the polymer type more specifically, a literature review was conducted to find commonly used biodegradable polymers within the polyester class. Through this, the film was identified as poly(butylenes adipate-co-terephthalate) or PBAT. Figure A.1 shows the spectra for virgin and weathered PBAT film collected from Farm 2, Field 2, with the characteristic peaks of PBAT highlighted.

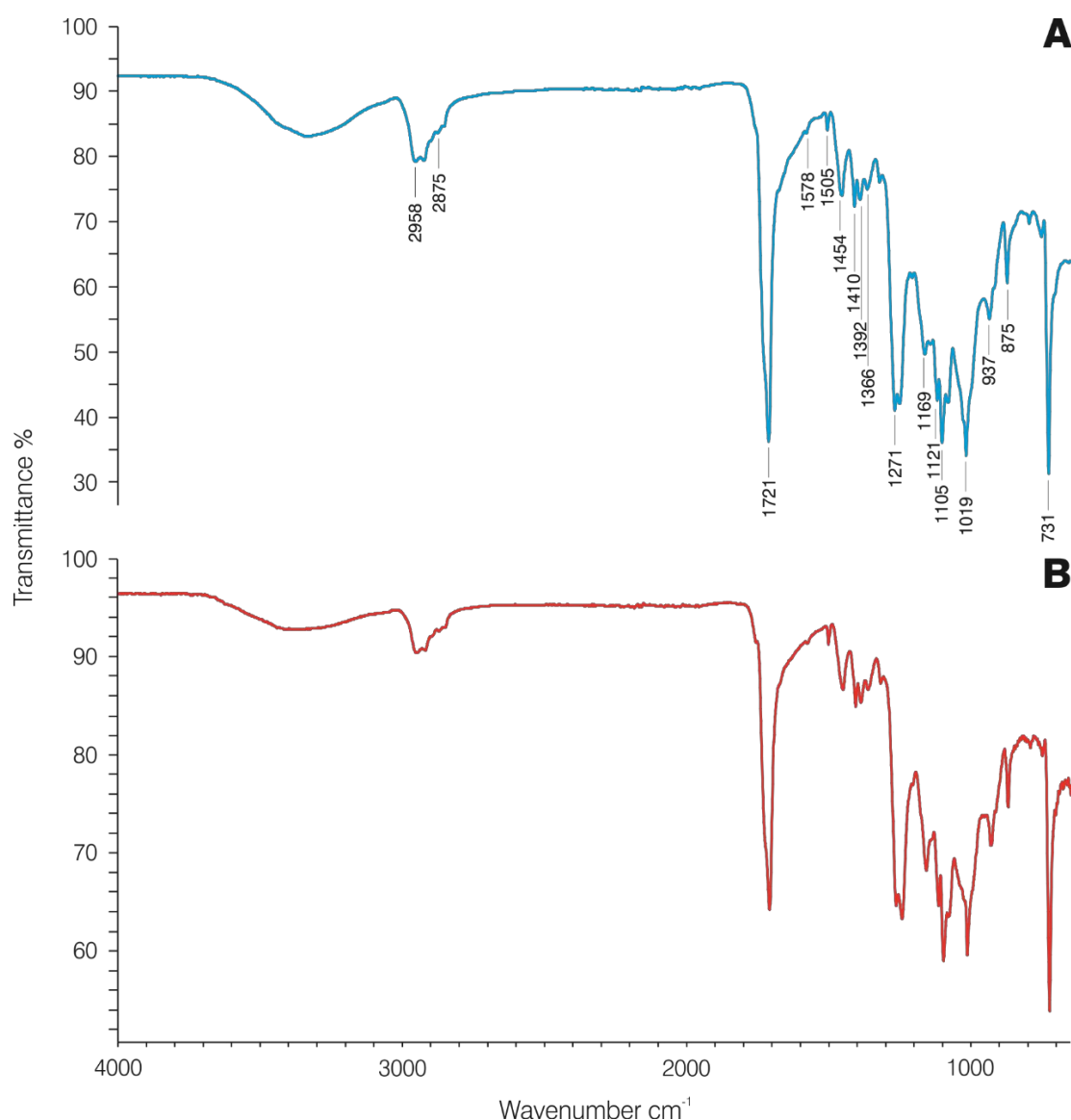


Figure A.1: FT-IR spectra of black agricultural film from Farm 2 for both new (A) and used (B) film samples. The film was identified as PBAT poly(butylenes adipate-co-terephthalate), following Cai et al., 2013. The characteristic IR peaks of PBAT are shown in spectrum A.

PBAT is a biodegradable polymer (Zumstein mfl. 2018). The results of this study found a large number of black microplastic film particles in soil samples, especially within the lowest detected size categories. Particles were also visibly fragmented, with 'torn' edges observed during visual identification. The sample processing methodology used here has been validated for use for samples containing a range of common polymer types, where no significant effect on microplastic particles was observed (Hurley et al., 2018). The study did not, however, test the suitability of the method for PBAT, as it is not commonly observed in other microplastic samples. Hence, the processing method may have contributed to the breakdown of particles, causing increased total counts and a reduction in mean particle size.

To further validate the selected methodology, an additional assessment was performed to test for evidence of degradation of PBAT. New and used film was cut into 5 mm squares (n=12). Large particles were generated to facilitate thorough physical characterisation of the particles (size, mass, surface texture). The particles were subjected to digestion using Fenton's reagent following the methodology outlined above for environmental samples. This first step was performed in the absence of soil particles to ensure the particles were fully exposed to the reagent. Following digestion, the particles were filtered from the digestate and added to 50 ml tubes. 10 g of sand was added to the tubes, which were then filled with saturated sodium iodide solution. The tubes were agitated for 1 minute and then allowed to settle. The film particles were filtered from the sodium iodide density solution and inspected under the microscope and tested using FT-IR. No significant changes in the size, mass, or visual appearance of the film particles was observed. Figure A.2 shows the 5 mm squares before and after treatment. The only notable difference is the removal of residual soil material from the 'old' PBAT film, resulting in a higher shine in post-treatment particles. No difference was observed in the FT-IR spectra. Based upon this lack of evidence for degradation, it is unlikely that the sample processing methodology contributed significantly to the production of small film particles. It is more probable that these were generated through mechanical fragmentation and biodegradation in the soils prior to sample collection, and the results represent a realistic assessment of microplastic contamination in soils.

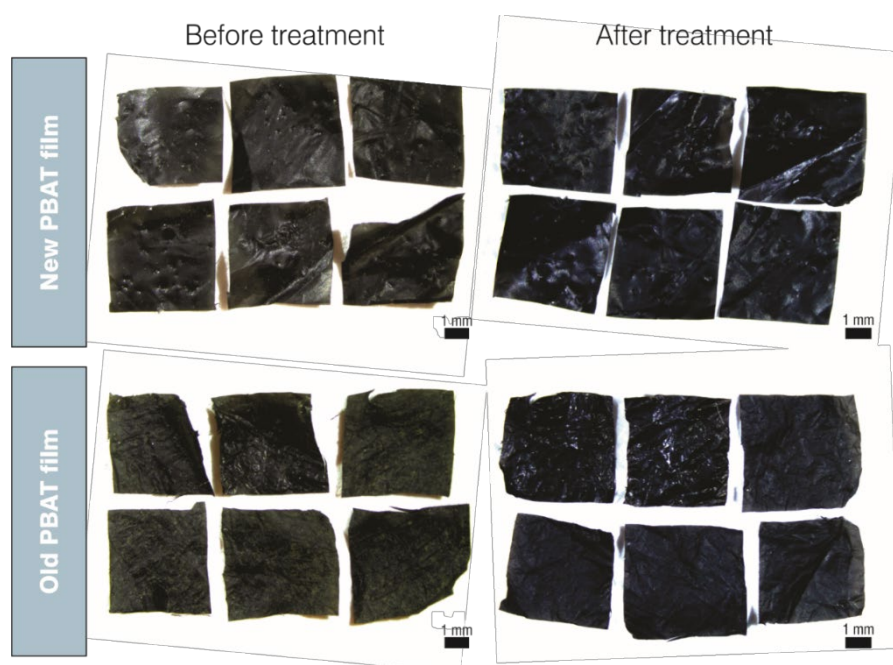


Figure A.2: 5 mm square fragments of new and used PBAT film sourced from Farm 3, shown before and after treatment with the sample processing methodology

Vedlegg C.

Bonde 1

Spm. 1: Hvilke typer plast bruker du i din gårdsdrift?

- Storsekker/gjødselsekker
- Fiberduk
- Solfangerfolie
- Biofilm. Svartfilm som er bionedbrytbar. Bonden sier at biofilmen er suveren for den trenger ikke å tas opp som man måtte gjøre hvert år, som man måtte med den tradisjonelle polyetylenfilmen. Det sparer bonden for betydelig tid og penger. Den skal holde en sesong. Vi spør om bonden opplever at det stemmer, men bonden sier at man ser rester av den i jorda.

Spm. 2: Er du medlem av grønnpunkt sin returordning for landbruksplast?

Ja.

Spm. 3: Syns du returordningen for plast fungerer som den skal og hvor mange prosent anslår du at du får resirkulert?

Ja, den fungerer fint. Bonden mener at omtrent 100 % går til gjenvinning.

Spm. 5: Har du merket noe til import-forbudet av plast som ble innført av Kina i 2018? For eksempel ved at det ble vanskeligere å levere inn plasten til resirkulering via returordningen.

Nei.

Spm. 6: Gjenbruker du noe av plasten neste år?

Kun fiberduken, den holder omtrent 3 år.

Spm. 7: Opplever du vindblåst jordbruksplast?

Fiberduken kan lett blåse av. Det hender man må opp i trærne og hente fiberduk.

Spm. 8: Opplever du landbruksplast som forsvinner i vassdrag?

Nei, har ikke erfart det.

Spm.9: Opplever du at fugler eller andre dyr spiser på landbruksplast?

Ikke ofte, men har opplevd at kråker lager hull i plasten for å komme til mark.

Spm. 10: Noe annet du kan tenke deg er relevant mtp. plastbruk i ditt virke?

Bonden er nysgjerrig på om vi finner mikroplast i vanningsdammen siden det samler vann fra store arealer på gården.

Bonde 2

Spm. 1: Hvilke typer plast bruker du i din gårdsdrift?

Såkornsekker, ellers bruker bonden lite plast.

Spm. 2: Er du medlem av grønnpunkt sin returordning for landbruksplast?

Ja.

Spm. 3: Fungerer returordningen som den skal og hvor mange prosent plast anslår du at du får resirkulert?

Bonden mener det er en meget fleksibel og god ordning. Bonden har inntrykk av at opp mot 100 % av alle såkornsekker blir resirkulert via returordningen, også fra andre bønder.

Spm. 4: Erfarer du at noen bønder brenner plastavfallet sitt?

Bonden erfarer at færre og færre brenner plasten sin. Ingen av de bøndene som bonden kjenner til gjør dette lenger, så vidt bonden vet.

Spm. 5: Har du merket noe til import-forbudet av plast som ble innført av Kina i 2018? For eksempel ved at det ble vanskeligere å levere inn plasten til resirkulering via returordningen.

Nei, bonden har ikke hatt problem med å bli kvitt plasten, men returordningen innebærer ikke all plast, som for eksempel plastkanner.

Spm. 7: Opplever du vindblåst jordbruksplast?

Ja, bonden opplever dumpede rundballer og firkantballer. Noen ganger blir det hull i rundballene og masse plast fyker over alt.

Spm. 8: *Opplever du at platen kan forsvinne i vassdrag?*

Bonden har opplevd å måtte fiske ut flere rundballer fra vassdrag hvor platen har vært opprevet.

Spm. 9: *Opplever du at fugler og dyr spiser på landbruksplast?*

Ja, bonden erfarer at det er en vanlig årsak til reklamasjon og skade. Man kan stable rundballene på en spesiell måte (pyramideformet) for å unngå dette siden fugler ikke liker å sitte langt nede, men vil sitte på toppen. Slik unngår man at de hakker hull i mesteparten av rundballene.

Spm. 10: *Noe annet du kan tenke deg er relevant mtp. plastbruk i ditt virke?*

Eneste kilden bonden kan tenke seg er eventuelt hvis det er mikroplast i avløpslammet bonden bruker i åkerne som brukes til korn.

Bonde 3

Spm. 1: *Hvilke typer plast bruker du i din gårdsdrift?*

- Svartduk (PE). Denne brukes under bærene. Det stikkes hull i svartduken og planten blir plantet i disse hullene. Svartduken er viktig for å øke temperaturen (veksthuslignende omgivelser) og hindrer ugress.
- Nylonsduk/akrylduk. Legges over for å beskytte plantene, særlig om vinteren.
- «Cross-cover» over nylonsduken tåler mer enn «vanlig» nylonduk, blant annet så tåler den å bli «tråkket» på. I tillegg har bonden en «over-cover» over denne igjen som tåler mer (tåler å bli tråkket på etc.).

Spm. 2: *Er du medlem av grønnpunkt sin returordning for landbruksplast?*

Ja.

Spm. 3: *Mener du at returordningen fungerer som den skal og hvor mange prosent anslår du at du får resirkulert?*

Bonden mener at det er vanskelig å få levert inn platen sin via returordningen. Bonden har opplevd å måtte betale for å få levert platen, og at den må være urealistisk ren og at man ikke kan levere for mye av gangen. Dette er særlig et problem for plast som benyttes til bærene mener bonden, siden denne ofte er ganske skitten. Bonden prøver å få resirkulert 100%.

Spm. 4: *Erfarer du at noen bønder brenner plastavfallet sitt?*

Hender at bonden brenner platen, men ikke ofte. Bonden mener at dersom man brenner platen er dette også en type «resirkulering». Det blir aldri liggende noe plast igjen, ifølge bonden selv.

Spm. 5: *Har du merket noe til import-forbudet av plast som ble innført av Kina i 2018? For eksempel ved at det ble vanskeligere å levere inn platen til resirkulering via returordningen?*

Nei, men bonden har avfallsposer liggende med plast fra i fjor, dette er enda ikke levert så bonden vet ikke om Kina importforbudet vil ha noen påvirkning.

Spm. 7: *Opplever du vindblåst jordbruksplast?*

Det har vel hendt. For eksempel når man drar av akrylduken så hender det at den blåser av gårde. Bonden har med poser ut når bonden skal samle platen sånn at det kan puttes direkte opp i disse posene og dermed hindrer at den ikke blåser av gårde.

Spm. 10: *Noe annet du kan tenke deg er relevant mtp. plastbruk i ditt virke?*

Det ble brukt avløpslam i «gamledager» også for matproduksjon. Bonden husker da at det var hvit synlig plast i avløpslammet. På et generelt grunnlag mener bonden at bøndene har blitt mye mer bevisste over problematikken med plast som havner i miljøet, noe som har gjort at flere satser på såkalt bioplast. Bonden er usikker på om det er om det er noe bedre. Bonden har selv erfaring med at den går i oppløsning for tidlig. På et generelt grunnlag så mener bonden at det er bedre å bruke plast i landbruket for å forhindre ugress kontra å bruke sprøytemidler. Derfor mener bonden at det er viktig å se på det store bildet i forhold til plastbruk.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no