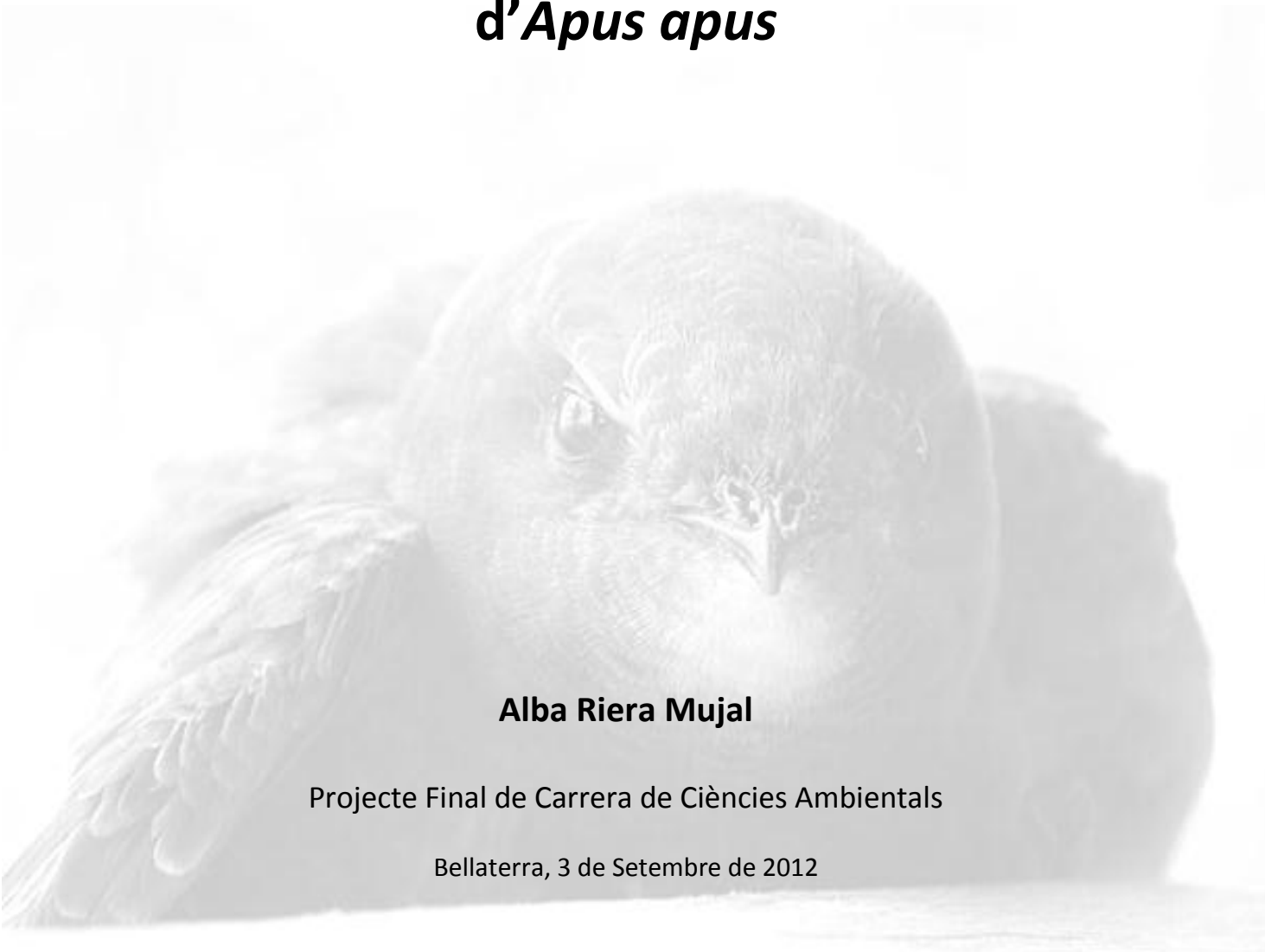


Facultat de Ciències

Estudi del contingut de ^{210}Pb en plomes d'*Apus apus*



Alba Riera Mujal

Projecte Final de Carrera de Ciències Ambientals

Bellaterra, 3 de Setembre de 2012

Director: Dr. Jordi Garcia - Orellana

AGRAÏMENTS

En primer lloc, estic agraïda en Jordi Garcia-Orellana, director del meu projecte i qui va introduir-me en el món de la física de les radiacions tot despertant la meva curiositat. Gràcies per donar-me la oportunitat de poder fer aquest projecte, per ajudar-me i orientar-me en tot moment.

Donar també les gràcies a la gent del Laboratori de Radioactivitat Ambiental per acollir-me i ensenyar-me com funciona tot el mecanisme del laboratori.

També vull agrair la seva col·laboració a tots aquells qui han participat en l'obtenció de les mostres necessàries per tal de poder realitzar el projecte: en Carles, a la Sara i al personal del Centre Recuperació de Fauna Salvatge de Torreferrusa per facilitar-nos les mostres de les plomes. D'una forma destacada a en Carles Barriocanal, que ens ha ajudat moltíssim alhora d'obtenir les plomes i fer la tria de les plomes analitzades. Agrair-li també el seu interès i l'ajut que m'ha proporcionat en la meva introducció al món dels ocells i la seva disponibilitat per a la resolució dels dubtes sorgits al llarg del treball.

Agrair també als companys de classe i els amics de tota la vida, que s'han preocupat i m'han animat quan més ho necessitava. I per descomptat, a l'Albert per fer-me costat, donar-me suport i animar-me també en tot moment.

I per últim, però no menys important, estic agraïda a la meva família, en especial als meus pares per facilitar-me les coses i donar-me la oportunitat de poder estudiar allò que em feia il·lusió. Sense l'ajuda, el suport i l'amor de tots ells aquest treball no hauria estat possible.

A tots vosaltres, moltes gràcies.



PREFACI

Aquest treball s'ha realitzat dins l'assignatura de Projectes de Final de Carrera de la Llicenciatura de Ciències Ambientals de la Universitat Autònoma de Barcelona.

La radioactivitat natural és present bàsicament en el medi terrestre i marí, però existeix una petita fracció que també es troba a l'atmosfera. En aquest ambient bàsicament es troben els productes d'espall·lació generats a partir de la interacció de la radiació còsmica, però també hi trobem radionúclids de la sèrie del ^{238}U com el ^{222}Rn , ^{210}Pb i ^{210}Po . *Garcia-Orellana et al.* (2006) determinà que la pols del Sàhara s'enriqueix en ^{210}Pb quan aquesta es transporta des del desert fins a Europa degut a l'arrossegament d'aquests radionúclids presents a l'atmosfera per part de la pols. La realització d'aquest projecte sorgeix de la inquietud de saber si les ales dels ocells quan realitzen les seves rutes migratòries poden acumular ^{210}Pb i si és així, saber com aquest es distribueix en les diferents parts de l'ocell. En el cas de que els ocells acumulin ^{210}Pb present a l'atmosfera, els ocells que acumularien majors nivells de radioactivitat serien els migratoris ja que aquests són els que volen distàncies més llargues i els que solen realitzar la majoria de les seves activitats en ple vol. Tot i així, caldria considerar que els ocells que acumulen menys temps de vol també podrien acumular nivells significatius de radioactivitat ja que tot i volar poc ho fan molt a prop del terra on les concentracions de ^{210}Pb solen ser superiors.

El plantejament d'aquest estudi engloba diferents aspectes de les Ciències Ambientals ja que es treballa amb conceptes de diverses disciplines realitzades al llarg de la carrera, com són per exemple la zoologia, la toxicologia animal, la física de les radiacions i la radioactivitat ambiental. Per a realitzar un projecte d'aquestes característiques cal tenir doncs, una visió interdisciplinària de tot el conjunt.

Les aus són un grup de vertebrats que es caracteritzen per presentar el cos recobert de plomes i tenir la capacitat de volar gràcies a la transformació dels membres anteriors amb ales. Cap altre animal és capaç de desplaçar-se tanta distància en tan poc temps. Les aus han estat utilitzades com a bioindicadors per diverses raons: i) la seva ecologia s'entén bé, ii) els vincles entre les comunitats d'aus, les associacions vegetals, i el territori ha estat clarament demostrada [*Keast*, 1990; *Petty i Avery*, 1990], iii) es cobreixen els diferents nivells de la piràmide ecològica en tots els entorns [*Bunce et al.*, 1981; *Burrough*, 1986], iv) són fàcils de detectar, i permet una ràpida recol·lecció de dades no només sobre la presència/absència, sinó també en l'abundància [*Haila*, 1985; *Wiens*, 1989].

S'han fet molts estudis sobre l'acumulació de metalls pesants i contaminants orgànics persistents en plomes, però quasi no hi ha bibliografia existent sobre acumulació de radioactivitat natural en

plomes degut a efectes ambientals. Pel motiu exposat anteriorment, és interessant realitzar el present projecte i determinar com es distribueix el ^{210}Pb en el cos de les aus.

El treball està estructurat en 7 capítols. En el primer s'explica l'ús de les aus com a bioindicadors, el coneixement i dades existents en relació a l'acumulació tan de radionúclids naturals com artificials en el cos de les aus i s'explica el cicle del ^{210}Pb . En un segon capítol, es fa una descripció general sobre les aus i en el capítol següent s'exposen els objectius generals i específics del treball. En el quart capítol s'explica la metodologia desenvolupada per a realitzar el treball i assolir els objectius plantejats inicialment. En el cinquè capítol, es presenten els resultats obtinguts en el laboratori i s'explica com es distribueix la radioactivitat en el cos de l'espècie d'au utilitzada. En el capítol sis s'exposa la discussió dels resultats i en un setè i últim capítol es presenten les conclusions i propostes futures de treball. Al final del treball també hi ha el recull de la bibliografia utilitzada per a tal de poder realitzar el treball i un annex on s'hi engloba una explicació més detallada i amb fotografies del procediment utilitzat per a fer la digestió a vas obert de les pomes en el laboratori, també hi ha un llistat amb el material, els equips i les solucions utilitzades en el laboratori i per acabar la programació del projecte.



ÍNDEX

CAPÍTOL 1. INTRODUCCIÓ.

1.1.LES AUS COM A BIOINDICADORS	12
1.1.1. AVANTATGES I INCONVENIENTS DE L'ÚS D'AUS COM A BIOINDICADORS	14
1.1.2. CANVIS AMBIENTALS QUE PODEN INDICAR LES AUS	15
1.2.ACUMULACIÓ EN AUS	16
1.3.ACUMULACIÓ DE RADIONÚCLIDS EN AUS	19
1.3.1. PRESÈNCIA DE RADIOACTIVITAT EN EL MEDI	19
1.3.2. ACUMULACIÓ DE RADIONÚCLIDS ARTIFICIALS EN AUS	21
1.3.3. ACUMULACIÓ DE RADIONÚCLIDS NATURALS EN AUS	23
1.4.CICLE DEL ²¹⁰ Pb	25

CAPÍTOL 2. LES AUS.

2.1. DESCRIPCIÓ DE LES AUS	32
2.1.1. MORFOLOGIA	32
2.1.2. ALIMENTACIÓ	32
2.1.3. DISTRIBUCIÓ	32
2.1.4. REPRODUCCIÓ.....	33
2.1.5. CICLE DE VIDA	33
2.1.6. EL PLOMATGE	34
2.1.7. MUDA	36
2.1.8. MIGRACIONS	38

CAPÍTOL 3. OBJECTIUS.

3.1.OBJECTIU GENERAL	42
3.2.OBJECTIUS ESPECÍFICS.....	42

CAPÍTOL 4. METODOLOGIA.

4.1. DESCRIPCIÓ DE L'ESPÈCIE UTILITZADA	46
4.1.1. <i>APUS APUS</i>	46
4.2. METODOLOGIA DE MOSTREIG	50
4.2.1. OBTENCIÓ DE LES MOSTRES	50
4.3. PROCEDIMENT D'ANÀLISI DE $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$	51
4.4. SISTEMA DE DETECCIÓ	53
4.4.1. ESPECTROMETRIA ALFA.....	53
4.4.1.1. SISTEMA D'ESPECTROMETRIA ORTEC.....	53
4.4.1.2. ANÀLISI D'ESPECTRES DE PO.....	53

CAPÍTOL 5. RESULTATS.

5.1. CONCENTRACIONS I DISTRIBUCIÓ DE ^{210}Pb EN LES PLOMES D' <i>APUS APUS</i> ADULT	58
5.2. CONCENTRACIONS I DISTRIBUCIÓ DE ^{210}Pb EN LES PLOMES D' <i>APUS APUS</i> JOVE	60

CAPÍTOL 6. DISCUSSIÓ.

6.1. MECANISMES D'ACUMULACIÓ DE ^{210}Pb EN AUS	66
6.2. AVALUACIÓ DELS NIVELLS DE RADIOACTIVITAT EN LES AUS.....	68

CAPÍTOL 7. CONCLUSIONS I PROPOSTES FUTURES DE TREBALL.

7.1. CONCLUSIONS	74
7.2. PROPOSTES FUTURES DE TREBALL	75

BIBLIOGRAFIA	80
ANNEX	90

ÍNDIX DE TAULES I FIGURES

TAULES

Taula 5.1. ^{210}Pb total en plomes i raquis analitzats en <i>Apus apus</i> adult.....	58
Taula 5.2. ^{210}Pb total en plomes d' <i>Apus apus</i> jove.....	60

FIGURES

Figura 1.1. Sèrie de desintegració radioactiva de l' ^{238}U	26
Figura 1.2. Cicle del ^{210}Pb	26
Figura 2.1. Cicle anual d'una au migradora.....	33
Figura 2.2. Parts d'una ploma.....	34
Figura 2.3. Parts d'una ala d'una au.....	35
Figura 2.4. Tres estadis progressius de la muda de l'ala d'una au passeriforme.....	37
Figura 4.1. Falciot comú volant.....	46
Figura 4.2. Falciot entrant en una caixa niu situada en una teulada.....	47
Figura 4.3. Distribució de l' <i>Apus apus</i> en època de cria i en època de no cria.....	48
Figura 4.4. Ala dreta d'un individu jove d' <i>Apus apus</i>	49
Figura 4.5. Plomes remeres primàries i secundàries de l'ala dreta d'un individu adult de falciot comú.....	49
Figura 4.6. Plomes rectrius d'un individu adult d' <i>Apus apus</i>	49
Figura 4.7. Plomes primàries i secundàries ala dreta d'un <i>Apus apus</i> jove.....	50
Figura 4.8. Rectrius d'un individu jove d' <i>Apus apus</i>	50
Figura 4.9. Primàries individu adult.....	51
Figura 4.10. Secundàries individu adult.....	51
Figura 4.11. Rectrius individu adult.....	51
Figura 4.12. Esquema del procés analític per realitzar l'anàlisi de $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$	52
Figura 4.13. Espectre característic de l'anàlisi de poloni.....	54
Figura 5.1. Distribució de ^{210}Pb en les plomes primàries i secundàries d'un individu adult de falciot comú.....	59
Figura 5.2. Quantitat de ^{210}Pb en la P3 de l'ala esquerra d' <i>Apus apus</i>	59
Figura 5.3. Distribució de ^{210}Pb en un <i>Apus apus</i> jove.....	60



CAPÍTOL 1. INTRODUCCIÓ.

1.1. Les aus com a bioindicadors

D'acord amb Markert (2003), un bioindicador és “un organisme (o part d'un organisme o una comunitat d'organismes) que conté informació sobre la qualitat de l'ecosistema (o una part d'aquest ecosistema)”. Un indicador “ideal” ha de presentar les següents característiques: i) Solidesa taxonòmica (reconeixement senzill per a no especialistes); ii) Àmplia distribució o cosmopolites; iii) Baixa mobilitat (indicador local); iv) Característiques ecològiques conegudes; v) Abundància numèrica; vi) Idoneïtat pels experiments de laboratori; vii) Elevada sensibilitat pel medi ambient; viii) Elevada capacitat per a la quantificació i normalització.

Segons Padoa - Schioppa (2006) l'ús de bioindicadors sovint pot permetre una ràpida i sintètica recopilació de dades i proporcionar dades que d'una altra forma requereixen anàlisis massa complexos o costosos (ja sigui en termes de temps, energia o diners).

Existeixen diversos tipus de bioindicadors, i poden classificar-se en funció de:

- i) Grau de sensibilitat:
 - *Molt sensibles.*
 - *Sensibles.*
 - *Poc sensibles.*
 - *Resistents.*
- ii) Tipus de resposta:
 - *Detectors:* Bioindicadors que viuen naturalment en una àrea i que mostren canvis de vitalitat, abundància i/o capacitat reproductiva en resposta a canvis ambientals de l'entorn.
 - *Explotadors:* Bioindicadors que viuen naturalment en una àrea i que la seva aparició o un fort increment de la seva abundància indiquen una probabilitat elevada de contaminació.
 - *Sentinelles:* Bioindicadors molt sensibles que s'introdueixen artificialment en un medi i funcionen com alarmes. Detecten ràpidament els canvis.
 - *Acumuladors:* Bioindicadors generalment resistents a determinats compostos, que absorbeixen i acumulen en quantitats mesurables.
- iii) Possibilitat de mesura:
 - *Bioindicadors en sentit estricte:* aquells que amb la seva presència/absència i abundància indiquen els efectes d'un factor ambiental de forma qualitativa, poden ser positius o negatius.

- *Biomonitors*: espècies que indiquen la presència de contaminants de forma quantitativa, ja que les seves reaccions són d'alguna manera proporcionals al grau de contaminació o pertorbació provocada per la contaminació o bé per que acumulen aquesta contaminació i es pot mesurar.

Els bioindicadors poden ser organismes molt variats com per exemple bacteris, protozous, líquens, plantes, insectes, aus o mamífers. Les papallones són uns dels organismes més emprats com a bioindicadors. Des de 1994, a Catalunya hi ha establerta una xarxa denominada pla de seguiment de ropalòcers de Catalunya, coneguda també com *Catalan Butterfly Monitoring Scheme* (CBMS). Aquest programa es basa en el seguiment de ropalòcers (papallones diürnes) les fluctuacions dels quals són un bioindicador de canvis ambientals. Actualment la base de dades ja consta de milions de registres [Boada, 2008].

Els ocells com la resta d'organismes només poden viure quan les condicions ambientals els resulten apropiades, de manera que si s'estudien adequadament se'n pot extreure informació molt rellevant sobre les característiques ambientals. Els ocells no són entitats aïllades del seu entorn sinó que formen part de les xarxes ecològiques en les quals realitzen funcions específiques. Quan una població d'ocells desapareix és probablement degut a les causes ambientals que es donen en la zona on habiten i que ha impedit la seva supervivència. Si s'analitza amb profunditat els canvis poblacionals de les comunitats d'aus es poden obtenir bioindicadors que permeten mostrar de forma sintètica la qualitat d'un determinat hàbitat o la resposta dels organismes a determinats processos de canvi global, com per exemple el canvi climàtic. En aquest sentit els programes de seguiment esdevenen claus pel desenvolupament de les aus com bioindicadors. Tot i així, mai podrem conèixer els canvis que es produeixen en totes les espècies que hi ha en un ecosistema i, per tant, és imprescindible extreure el màxim d'informació ecològica a partir d'aquelles poques espècies per a les quals en podem fer el seguiment a llarg termini [Institut Català d'Ornitologia].

Becker (2003) afirmà que alguns depredadors com les aus rapinyaires i les aus marines acumulen productes químics tòxics, que afecten els paràmetres com la fisiologia, reproducció i fins i tot, els poden causar la mort. Tot això, condueix a la disminució de la població i la posen en perill. Per tant, les aus són una opció atractiva com bioindicadors, indicant canvis ambientals específics com per exemple la contaminació causada per productes químics, la contaminació marina, zones pesqueres i qualsevol altre canvi en medi ambient del seu voltant.

Segons *Esselink et al.* (1995) i *Becker* (2003) el grup d'aus més utilitzats per a la realització d'estudis d'aus com a bioindicadors són les aus rapinyaires i les aus marines, degut a que aquestes espècies es

troben al capdamunt de les xarxes tròfiques dels ecosistemes terrestres i aquàtics i solen acumular les substàncies químiques presents en medi ambient en elevades concentracions en els seu organisme.

Becker (2003) afirmà que la biomonitorització¹ amb aus s'han introduït amb èxit en els programes de seguiment amb els objectius següents: i) Indicar les tendències temporals i espacials de la contaminació química en els ecosistemes terrestres i aquàtics; ii) Controlar la contaminació marina per petroli; iii) Detecció de diversos canvis ambientals com per exemple l'alteració o fragmentació de l'hàbitat, i iv) Estudis sobre el canvi climàtic mitjançant la monitorització de les poblacions d'aus (abundància, distribució, demografia). No obstant això, malgrat els seus avantatges com a biomonitors, les aus no sempre s'utilitzen de forma tan eficaç com seria possible.

1.1.1. Avantatges i inconvenients de l'ús d'aus com a bioindicadors

Beker (2003) afirmà que les aus són bons bioindicadors pels motius exposats a continuació: i) Les aus són fàcils d'identificar, i la seva classificació i sistemàtica està ben establerta; ii) La biologia general i l'ecologia de les aus són ben conegudes, de manera que augmenta la seva utilitat com a bioindicadors, mitjançant la reducció del risc d'interpretacions errònies; iii) Les aus ocupen diferents posicions en la cadena alimentària, especialment al nivell tròfic superior, de manera que poden indicar contaminació química en diversos compartiments dels ecosistemes a causa de la biomagnificació de productes químics persistents; iv) La presa de mostres de teixits és relativament fàcil, i són tècniques no destructives de manera que no perjudiquen les aus, cosa necessària en les espècies protegides o en perill d'extinció. Les mostres, com ara plomes o ous són fàcils de recollir i redueixen els costos de la presa de mostres. A més, en el cas de les aus hi ha una major facilitat per recopilar dades sobre la població, com per exemple la mida o els paràmetres demogràfics com l'èxit reproductiu; v) La mobilitat de les aus suposa un valor integrador en bioindicació a escales d'espai més àmplies. La llarga vida de moltes espècies d'aus fa que aquestes integrin els efectes del medi ambient a llarg termini; vi) Moltes aus són espècies d'àmplia distribució, de manera que permeten fer comparacions entre diversos ecosistemes, països o fins i tot continents; vii) Les poblacions són relativament estables en el temps, i els seus canvis es produeixen amb retard però indiquen canvis

¹ Mesura de concentracions d'un contaminant en teixits o dels efectes relacionats amb la seva exposició en éssers vius.

en l'entorn més clarament que les espècies amb *estratègia r*². *Newton* (1993) exposà que les mostres d'aus vives són indicadors més precisos que les aus mortes ja que les aus mortes no poden ser representatives de la població viva pel que fa als nivells de contaminants.

No obstant tots aquests avantatges citats anteriorment, *Beker* (2003) exposà alguns dels inconvenients i limitacions que té l'ús de les aus com a bioindicadors: i) La longevitat de les aus fa que sigui complicat establir qualsevol pertorbació a curt termini; ii) Amb les aus silvestres o alguns grups d'espècies, els estudis al laboratori sovint són complicats o impossibles; iii) La majoria de les espècies d'aus estan protegides o en perill, i es necessiten llicències per a fer investigacions o mostrejar-les; iv) La mobilitat de les aus pot obstaculitzar el seu ús com a indicadors; v) Una multitud de factors afecten als paràmetres demogràfics, de manera que els efectes produïts pels canvis ambientals poden ser complicats d'aïllar.

1.1.2. Canvis ambientals que poden indicar les aus

Segons *Becker* (2003) les aus poden indicar-nos canvis ambientals causats per factors específics com per exemple:

- i. Components químics:
 - a. Aus com indicadors acumulatius, ja que poden indicar tendències espacials de contaminació química, poden ser indicadors retrospectius de contaminació per metalls pesants, indicadors de substàncies que es biomagnifiquen en la xarxa tròfica (p.e.: mercuri, hexaclorobenzè(HCB), bifenils policlorats (PCB), entre altres).
 - b. Aus com indicadors sensibles de la contaminació química.
- ii. Radionúclids, és a dir, contaminació radioactiva artificial.
- iii. Substàncies estranyes en zones marines:
 - a. Contaminació per hidrocarburs.
 - b. Contaminació del mar amb partícules de plàstic.
- iv. Impactes industrials en ecosistemes.
- v. Aus marines com a indicadores de les poblacions de preses marines.
- vi. Acidificació i qualitat de l'aigua dolça.

² Les espècies que segueixen l'estratègia r solen ser microscòpiques o de mida petita, com bacteris, protozous, animals petits, etc. La seva població es manté amb un creixement exponencial fins que desapareix bruscament quan les condicions canvien.

1.2. Acumulació en aus

Amb el pas dels anys hi ha hagut una creixent preocupació pública per la contaminació del medi ambient i la necessitat de supervisar, avaluar, gestionar i reparar els danys ecològics [Kushlan, 1993]. Les aus poden estar exposades a productes químics immunosupressors, com el mercuri (Hg), el cadmi (Cd) i el cobalt (Co) per contacte directe o a través de la ingestió d'aigua o aliments contaminats [Peakall, 1992]. Segons Burger (1995) els metalls tendeixen a acumular-se en els teixits interns dels vertebrats, ja que s'emmagatzemen en el teixit adipós i en l'os. Segons Eeva et al. (2000) els metalls pesants són productes de rebuig freqüents de les activitats industrials i la seva emissió sovint resulta en la contaminació del medi ambient circumdant. Per avaluar el risc de metalls pesants és fonamental desenvolupar indicadors d'exposició.

Segons Burger (1995) les substàncies químiques ambientals poden ser subletals o letals per les aus en funció de la concentració o dosi. A continuació, es presenta la classificació, segons Burger, dels principals efectes que aquestes substàncies poden tenir en la fisiologia i reproducció a nivell individual i culminant amb les influències que poden tenir a nivell de població o comunitats d'aus:

- i. Efectes sobre enzims i paràmetres bioquímics com per exemple els enzims del citocrom P450, porfirines, vitamina A, funcions immunològiques, entre altres [Grasman et al., 1998].
- ii. Efectes sobre les hormones. Hi ha alguns contaminants que actuen com a disruptors endocrins i poden causar feminització [Fry, 1995].
- iii. Aparició de paràsits, com per exemple nematodes intestinals [Sagerup et al., 2000].
- iv. Genotoxicitat [Grasman et al., 1998; Ryckman et al., 1998].
- v. Canvis en el comportament en adults [Dobson, 1981].
- vi. Efectes sobre la posta d'ous [Cooke, 1973].
- vii. Efectes sobre el gruix i la qualitat de la closca d'ous [Cooke, 1973].
- viii. Efectes sobre la supervivència de l'embrió [Grasman et al., 1998].
- ix. Mortalitat i efectes sobre el creixement en individus joves [Burger i Gochfeld, 1996].
- x. Èxit reproductiu [Newton i Wyllie, 1992].
- xi. Efectes sobre la supervivència en adults [Sibly et al., 2000].
- xii. Efectes sobre la mida de la població [Thyen et al., 2000].

Burger (1993) posà de manifest que cal considerar que mitjançant la muda els ocells poden eliminar part de la càrrega corporal dels metalls pesants presents en el seu cos. Altmeyer et al. (1991) afirmà que si els nivells de les plomes reflectissin amb exactitud la càrrega corporal durant la formació de plomes, les plomes que són reemplaçades primer haurien de contenir concentracions més elevades mentre que les plomes que són mudades al final haurien d'haver acumulat concentracions menors.

Existeixen diversos estudis que han avaluat concentracions de contaminants utilitzant les aus. *Movalli* (1999) determinà la presència de metalls pesants i altres residus en plomes d'una espècie de falcó migrador (*Falco biarmicus jugger*) a escala local, de manera que proporcionarà informació sobre la contaminació a nivell local. Els objectius de l'estudi foren comparar els nivells de metalls pesants com el cadmi (Cd), el plom (Pb), el mercuri (Hg), el cobalt (Co), el seleni (Se), el zinc (Zn), l'escandi (Sc), el crom (Cr), el cesi (Cs), el brom (Br) i el lantà (La) entre individus de diferent edat i sexe, i entre diferents localitats i crear una base de dades per futurs estudis en les mateixes localitats. Els resultats obtinguts varen indicar que les concentracions no diferien significativament entre mascles i femelles o entre joves i adults. D'altra banda, es trobaren algunes diferències puntuals entre concentracions d'algun dels metalls entre diferents districtes. *Movalli* (1999) comparà els resultats obtinguts amb altres dades publicades de concentracions de metalls en aus rapinyaires. Hi ha poques dades publicades sobre els nivells de plom en plomes d'aus rapinyaires. L'autor esperava que en àrees contaminades els nivells de residus en els adults fos major que els nivells presents en individus joves. No obstant, no es varen trobar diferències significatives entre els diferents individus.

Un altre estudi fet amb la finalitat d'examinar l'efecte de la contaminació externa dels metalls pesants (Ag, Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb i Zn) a través de la concentració en les plomes d'aus és el realitzat per un grup d'investigadors de Bèlgica. En aquest estudi, *Dauwe et al.* (2003) compararen el contingut de metalls pesants entre les plomes primàries de tres espècies d'aus rapinyaires diferents, i també varen investigar com es distribueixen els metalls en les diferents parts d'una ploma. L'objectiu de l'estudi, fou investigar si la contaminació externa influeix en els nivells de metalls pesants detectats en les plomes i conèixer quina és la seva magnitud. Si la contaminació externa influeix en la concentració detectada en les plomes, les plomes o parts de la ploma més exposades a la contaminació externa tindran les majors concentracions. Si, per contra, la concentració en les plomes està correlacionada positivament amb la seqüència de muda, la deposició externa no té cap efecte sobre els nivells de metall a la ploma. Els resultats obtinguts mostraren que en molts pocs casos la seqüència de la muda estava correlacionada positivament de forma significativa amb les concentracions mitjanes de metalls en les plomes. Les concentracions de la majoria dels altres elements van ser superiors en les primàries ultraperifèriques. Els resultats varen suggerir que algunes plomes (les primàries ultraperifèriques) estan més exposades a la contaminació externa. Quan l'ala està plegada, les primàries més internes són en gran mesura cobertes per les primàries ultraperifèriques i per tant poden ser protegides de la contaminació externa. *Dauwe et al.* (2003) trobaren que en gairebé tots els metalls analitzats, les concentracions eren significativament majors en els segments de la ploma més exposats a les condicions externes. La conclusió d'aquest estudi fou que els metalls no es distribueixen homogèniament entre i dins les plomes. Per tant, tots

els factors que poden influir en el grau de contaminació externa (és a dir, l'exposició a les condicions externes i l'edat de la ploma) s'han de tenir en compte alhora d'interpretar els resultats de l'anàlisi de metalls pesants en plomes.

També hi ha estudis que s'han fet amb l'objectiu d'analitzar les concentracions de metalls pesants en aus marines, ja que el seguiment de les aus marines és un mètode important per avaluar les concentracions i els efectes dels contaminants al medi aquàtic. No obstant això, cal destacar que les concentracions de metalls traça en aus depèn d'una gran varietat de característiques com per exemple els trets històrics, el cicle de cria, el comportament i fisiologia, la composició de la dieta, entre altres [Honda et al., 1986; Elliot et al., 1992]. Així, Seco Pon et al. (2011) analitzaren el contingut de metalls en plomes de *Thalassarche melanophrys* (albatros cellanegre) en mostres recollides a la Patagònia. Els resultats obtinguts els varen portar a la conclusió de que no hi ha interacció significativa entre el tipus de ploma i el sexe en cap dels metalls analitzats en l'estudi. Una de les conclusions més significatives fou que a les plomes del pit s'hi trobaven concentracions més elevades d'alguns metalls que les plomes primàries de les ales.

Tot i que molts dels estudis realitzats s'han fet sobre aus rapinyaires i aus marines degut a la seva importància per a monitoritzar concentracions de contaminants, també s'han realitzat alguns estudis que utilitzen aus passeriformes [Dauwe et al., 2002]. Alguns passeriformes, com per exemple *Parus major* i *Parus caeruleus* són biomonitors potencialment molt útils ja que es troben a tot arreu i ocupen nivells tròfics elevats en la xarxa tròfica [Eeva i Lehikoinen, 1996]. L'objectiu de l'estudi realitzat per Dauwe i col·laboradors (2002) era investigar si les plomes ultraperifèriques de la cua d'aquestes dues espècies eren o no útils com a biomonitors d'elements no essencials i elements essencials. Es volia observar també les diferències existents entre indrets contaminats i altres de no contaminats. Els resultats obtinguts varen mostrar que en el cas de les dues espècies, les concentracions en les plomes varen ser superiors en els indrets contaminats que en els no contaminats. Aquests resultats indicaren que les plomes de la cua d'ambdues espècies són efectivament adequades per la biomonitorització de la contaminació terrestre causada per metalls pesants. A més a més, descobriren que les plomes externes de la cua poden reflectir la càrrega corporal de cadmi i plom, dos dels elements no essencials.

Amb el pas del temps també s'ha demostrat que les plomes dels ocells són eines no destructives potencialment útils per a biomonitoritzar els contaminants orgànics [Dauwe et al., 2005; Jaspers et al., 2006]. Hi ha diferents estudis que han utilitzat plomes d'ocells per a realitzar estudis sobre la contaminació amb contaminants orgànics. Per exemple Jaspers et al. (2007), realitzaren un estudi amb l'objectiu d'investigar la importància de la contaminació externa causada per contaminants

orgànics via atmosfera comparant nivells entre el raquis i les hemibanderes de plomes primàries externes i altres plomes més internes. En l'estudi esperaven trobar un patró similar al dels metalls pesants en el supòsit de que la contaminació externa també és important en el cas dels contaminants orgànics. Per a fer l'estudi, es varen utilitzar plomes rectrius de la cua i plomes remeres primàries de l'ala d'una espècie d'una au rapinyaire (*Buteo buteo*) per tal d'analitzar els nivells de PCBs, PBDEs i DDTs. Es trobaren correlacions positives entre els nivells de contaminants orgànics en les plomes i en el múscle o teixit hepàtic. Tot i això, els nivells de correlació foren baixos. Els resultats mostraren que els nivells de compostos orgànics són superiors en les plomes primàries més internes ja que aquestes muden uns cinc mesos abans que les més externes, de manera que poden estar més exposades als contaminants orgànics analitzats. Al final els resultats mostren que la contaminació externa en el cas dels contaminants orgànics sembla tenir poca importància en les plomes de voltor comú (*Buteo buteo*). Els resultats de l'estudi afirmaren que les plomes de les aus rapinyaires són útils com a biomonitors no destructius de contaminants orgànics. A més, la manca d'una contaminació significativa en la superfície externa de la ploma és un avantatge addicional per a l'ús de plomes en futurs estudis.

Un any més tard, *Jaspers et al.* (2008) varen realitzar un altre estudi en el camp dels contaminants orgànics presents a l'atmosfera, però en aquest exemple els contaminants s'incorporaven via ingestió. En aquest cas, es varen comparar les concentracions de contaminants orgànics halogenats entre les plomes de garsa (*Pica pica*) procedents de zones urbanes i de zones rurals. Es varen trobar diferències significatives entre les localitats de contaminació i els patrons de contaminació. Els resultats mostraren que la concentració de DDE era significativament major en les àrees rurals, mentre que la concentració de PCBs era superior en les àrees urbanes. Aquests resultats confirmen les seves expectatives, ja que el DDT és un pesticida que s'utilitza per aplicar al camp, mentre que els PCB es produeixen principalment en les indústries. *Jaspers et al.* (2008) demostraren que les concentracions dels contaminants orgànics persistents s'espera que augmentin amb l'edat, mentre que les femelles poden tenir concentracions més baixes en comparació amb els mascles a causa de la transferència dels contaminants orgànics persistents durant la posta dels seus ous.

1.3. Acumulació de radionúclids en aus

1.3.1. Presència de radioactivitat en el medi

La radioactivitat és el procés de desintegració espontània i transformació dels nuclis atòmics inestables acompanyat amb l'emissió de partícules i/o radiació electromagnètica [*Lànnunziata,*

2007]. La radioactivitat natural engloba aquelles fonts radioactives que no han estat originades per causa de cap activitat humana [Ortega i Jorba, 1994].

Els radionúclids són elements amb configuració inestable que experimenten una desintegració radioactiva que es manifesta en l'emissió de radiació en forma de partícules alfa o beta i raig X o gamma. Cada radionúclid és caracteritzat per la seva vida mitjana o període de semidesintegració (temps necessari per a la desintegració de la meitat d'una mostra qualsevol). Existeixen radionúclids naturals (l'origen es troba en la pròpia natura) i artificials (derivats de l'activitat humana).

Els radionúclids naturals es classifiquen en tres grans grups:

- i) *La radiació còsmica*, formada per material interestel·lar accelerat. Hi ha dues fonts principals de radiació còsmica: la galàctica i la solar.
- ii) *Els radionúclids primordials*, produïts directa o indirectament per processos de nucleosíntesi. Tenen períodes de semidesintegració comparables a l'edat de la Terra, el què ha permès la seva presència des de la formació del planeta i poden ser de dos tipus: radionúclids que no produeixen cadena radioactiva (p.e.: ^{40}K) o sèries/famílies naturals, diversos radionúclids es desintegren en diversos fills radioactius. Actualment existeixen tres cadenes naturals de desintegració: les més importants són les del ^{238}U i del ^{232}Th , essent la del ^{235}U la de menor importància [Eisenbud et al., 1997].
- iii) *Els productes d'espall·lació*, són radionúclids generats contínuament per mitjà de la interacció dels raigs còsmics amb nuclis estables presents a l'atmosfera [Eisenbud et al., 1997]. Quan la radiació còsmica interacciona amb els elements de l'atmosfera es creen nous radionúclids (p.e.: ^{14}C , ^3H).

Els radionúclids artificials poden provenir de diverses fonts:

- i) *Cicle del combustible nuclear*, per a la producció d'energia. Dins del cicle del combustible nuclear es poden obtenir radionúclids en les diverses fases de cicle: extracció de l'urani (estèrils d'urani), la producció d'energia (productes de fissió i els productes d'activació) i el reprocessament del combustible.
- ii) *Accidents nuclears*, poden estar provocats per bombes nuclears, centrals nuclears, satèl·lits o fonts d'irradiació. L'índex d'accidents és molt petit i quan es donen solen provocar contaminació transnacional. L'accident més seriós mai succeït és l'accident a la central nuclear de Txernòbil (1986).
- iii) *Detonacions d'armament nuclear*. Durant els anys 40 i 50 les potències guanyadores de la segona guerra mundial varen començar una cursa per a produir armament

nuclear. Durant dues dècades es van introduir elevades quantitats de radionúclids com ara diversos isòtops (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I ...) que romanen a l'atmosfera molt temps i que retornen a la Terra molt lluny d'on es van realitzar les detonacions. Les partícules injectades a l'estratosfera produeixen l'anomenat *fallout* (pluja radioactiva) que es diposita sobre la superfície de la Terra, normalment al mateix hemisferi on s'ha produït la detonació. El màxim de detonacions nuclears va donar-se al 1962 - 1963. Un exemple en seria el Test Bravo realitzat pels Estats Units durant la operació Castle al 1954.

- iv) *Aplicacions mèdiques* (en diagnòstic i teràpia de malalties), *industrials* (amb finalitats d'anàlisi i control de processos) i de *recerca*.

Segons *Skwarzec* (1995) un dels temes més importants en protecció radiològica és l'estimació de la contaminació causada pel diferents isòtops radioactius en el medi natural i els efectes que pot produir en els éssers vius que habiten en aquell indret. El contingut de radionúclids varia en funció del lloc on ens trobem, depèn de condicions naturals locals (com per exemple la geologia) i l'activitat humana (mineria, indústria, ús de fertilitzants, etc).

1.3.2. Acumulació de radionúclids artificials en aus

S'han fet estudis per tal d'estudiar els efectes de l'accident de Txernòbil del 1986 sobre els ocells. Després de l'accident de Txernòbil, les terres agrícoles del centre i nord d'Europa varen resultar contaminades per isòtops radioactius, que van entrar a la xarxa tròfica i després podien passar als animals i éssers humans que consumien aquells productes. Una ruta natural de transferència d'aquests isòtops és a través de les aus migratòries, que es poden contaminar quan crien al nord i centre d'Europa i més tard hivernen a Espanya [*Navarro et al.*, 1998]. Articles anteriors [*Baeza et al.*, 1988; *Ruiz*, 1988] han revelat nivells de contaminació significatius de ^{137}Cs i ^{90}Sr en aus migratòries del centre i nord d'Europa capturades a la costa Mediterrània d'Espanya. En l'estudi portat a terme per *Navarro et al.* (1998) es varen mesurar les concentracions de cesi i estronci radioactius en exemplars d'una espècie d'au migratòria capturats a la Comunitat Valenciana i es va estimar la dosi mitjana que podia incorporar l'home si consumia aquesta au. Els resultats de l'estudi, demostren que hi hagué transferència d'isòtops alliberats en l'accident cap a les aus migratòries. En algun dels casos els teixits comestibles de les aus presentaven activitats de ^{137}Cs superiors als valors mitjans. Finalment es considerà que la dosi que podia arribar als humans no era significativa en comparació als nivells de dosi guies establerts per la ICRP (*International Commission on Radiological Protection*).

En el mar d'Irlanda s'hi han desenvolupat diferents estudis per tal de contemplar si els efluentes evocats per la planta de reprocessament de combustible nuclear de Sellafield (Anglaterra) tenen efectes sobre la disminució de les poblacions d'aus de la zona. *Lowe* (1991) mostrà que no hi havia relació entre la disminució en el nombre d'ocells presents a la zona i les concentracions de radioactivitat i que cap dels dany observats en les aus era atribuïble a l'exposició a la radiació emesa per la planta de Sellafield.

Hi ha un estudi interessant realitzat amb l'objectiu de calcular la probable exposició de les poblacions d'aus a radiacions ionitzants degut als abocaments industrials en zones d'especial protecció de la costa nord-oest d'Anglaterra [*Marshall et al.*, 2010]. Per a tal de realitzar aquest estudi, es varen utilitzar diferents plomes i teixits de diverses espècies d'aus, mostres de vegetació i mostres de sediments. En cada una de les mostres varen analitzar-se radionúclids d'emissió gamma (principalment ^{137}Cs i ^{241}Am) i també contaminants no radioactius (principalment metalls com l'As, el Cd, el Cu, el Ni, etc). En relació a les plomes l'activitat específica pels emissors gamma de cada mostra es trobava per sota dels límits de detecció. Les dades obtingudes sobre les plomes indicaren que no hi ha quasi transferència d'emissors gamma cap a l'estructura interna de les plomes. Les concentracions més elevades de ^{137}Cs en les aus varen trobar-se en el cor i el múscle. En cap de les mostres d'aus s'hi va detectar cobalt (^{60}Co). Els resultats radiomètrics d'aquest estudi recolzen el resultat d'investigacions anteriors que mostren que l'acumulació de radionúclids en les espècies que es troben prop d'instal·lacions nuclears no és suficientment gran com per donar lloc a dosis significatives a la biota [*Copplestone et al.*, 2000]. Els nivells de metalls i COVs³ detectats en els sediments foren baixos, de manera que es considerà poc probable que tinguessin un impacte negatiu sobre la vida salvatge.

S'han fet altres investigacions per tal d'analitzar la bioacumulació de radionúclids artificials en aus. En un estudi elaborat per un grup d'investigadors de Polònia [*Struminska-Parulska et al.*, 2011] es determinà el contingut de ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ en aus marines. Durant la muda els ocells poden perdre la meitat de radionúclids absorbits i adsorbits [*Wilhm*, 1970]. S'observen diferències importants entre les concentracions de radionúclids entre ocells que migren i ocells que sempre resideixen en el mateix indret [*Krumholz*, 1954]. En aquest estudi també es calculà la contribució de plutoni provinent de l'accident de Txernòbil (1986). Els resultats mostraren que el plutoni no es distribueix uniformement en els diferents òrgans i teixits analitzats de les aus marines. La major concentració de

³ Els compostos orgànics volàtils (COVs) són hidrocarburs que es presenten en estat gasós a temperatura ambient normal o que són molt volàtils a aquesta temperatura. Solen presentar una cadena amb un número de carbonis inferior a dotze i contenen altres elements com l'oxigen, fluor, clor, brom, sofre o nitrogen.

plutoni es trobà en els òrgans de l'aparell digestiu i en les plomes, i la menor concentració en la pell i els múscles de l'individu. La principal font de plutoni en les aus marines analitzades provenia del *fallout* atmosfèric degut a les detonacions termonuclears dels anys 50 i 60. Un altre procés important que influeix en el contingut de radionúclids en les aus és la muda. En les aus marines, durant la muda s'han observat concentracions elevades de radionúclids en plomes i vísceres. Els resultats confirmaren investigacions fetes amb anterioritat, degut a que les aus que només s'alimenten de peixos tenen concentracions de radionúclids menors en comparació amb les aus omnívores⁴ (concentració una mica més alta) o les que s'alimenten de plantes i larves (concentracions més altes) [Silker, 1958 ; Hanson i Watson, 1960]. Struminska - Parulska et al. (2011) varen concloure que la bioacumulació de plutoni en les aus marines no només depèn de la concentració en l'aliment, sinó també de la concentració present en el medi ambient. Les aus marines són animals típics de doble ambient (terrestre - aquàtic) i els radionúclids poden provenir de l'aigua i de l'aire. És per això, que les plomes de les aus marines poden ser un bon indicador per la biomonitorització radiològica i la contaminació radioactiva.

En relació a l'acumulació de radionúclids artificials en aus, es pot afirmar que s'han fet més estudis que en el cas de l'acumulació de radionúclids naturals. La majoria d'estudis fets amb la finalitat de determinar activitats de radionúclids utilitzen teixits i ossos de les aus, però en alguns casos també s'utilitzen les plomes. En la majoria de casos es mesuren elements com el ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{241}Am , ^{210}Po i el plutoni, però no ^{210}Pb , principal radionúclid d'interès d'aquest treball. Hi ha molt poca informació sobre l'acumulació de ^{210}Pb en aus.

1.3.3. Acumulació de radionúclids naturals en aus

Per a tal de proporcionar un marc sòlid per a la realització d'estudis d'impacte ambiental (EIA) de la radioactivitat s'ha de recórrer a la informació relativa als nivells de radionúclids naturals presents i transferits a la flora i fauna silvestres. A tall d'exemple, l'enfocament integrat ERICA [Larsson, 2008] per a l'avaluació i gestió dels riscos mediambientals de les radiacions ionitzants proporciona una base de dades amb nombres de transferència per alguns organismes aquàtics [Hosseini et al., 2008] i ecosistemes terrestres [Beresford et al., 2008b], que inclouen els radionúclids naturals de la sèrie de decaïment.

⁴ Organismes que s'alimenten tant de vegetals (herba o qualsevol altre fruit provinent de la terra) com de carn d'altres animals.

Segons *Skuterud et al.* (2005) en les àrees dominades per una vegetació alpina, els líquens són els organismes que introdueixen el ^{210}Pb a la cadena alimentària. Els animals que s'alimenten de líquens presentaran nivells relativament més elevats de ^{210}Po i ^{210}Pb en els seus teixits i òrgans. Pels animals que no s'alimenten de líquens, l'entrada de ^{210}Po i ^{210}Pb a la xarxa tròfica és produïda principalment a través de la ingestió de la vegetació (amb concentracions d'activitat relativament baixa amb relació amb els líquens), la pols i el sòl.

Skwarzec i Fabisiak (2007), analitzaren les concentracions de ^{210}Po en els diferents teixits i òrgans d'onze espècies d'aus marines del sud del Mar Bàltic. A més a més, es relacionà la distribució de poloni en els diferents òrgans i teixits amb la seva dieta i els hàbitats on habitaven les aus. Per tal de realitzar aquest experiment, varen utilitzar diferents parts del cos de les aus: plomes, múscles, pell, fetge, esquelet i la resta de vísceres de l'organisme. Els resultats demostraren que el poloni no es distribueix uniformement en els òrgans i teixits de les aus marines, sinó que generalment les concentracions majors es troben en les plomes i en el fetge. La concentració més elevada de ^{210}Po va trobar-se en el fetge. Els resultats dels estudi conclouen que les aus hivernants tenen una major concentració de ^{210}Po en el seu cos que les aus sedentàries. També s'arribà a la conclusió de que les aus que tenen una dieta més variada (crustacis, mol·luscs, plantes, peix i algues) tenen una major concentració de ^{210}Po . Els anàlisis de les plomes de les aus mostraren que més del 63% del ^{210}Po podia ser directament absorbit per les plomes, possiblement des de l'atmosfera. Conclouen que les aus marines són un enllaç molt important en la circulació del poloni en el medi ambient.

Brown et al. (2010) realitzà un estudi l'objectiu del qual fou determinar les activitats de ^{210}Po i ^{210}Pb en la biota d'ecosistemes terrestres boreals i proporcionar així informació sobre el comportament ambiental d'aquest dos radioisòtops. Utilitzà mostres de sòl, plantes, líquens i animals (invertebrats, mamífers i ocells). Els resultats determinaren que l'humus del sòl és un important reservori de ^{210}Po i ^{210}Pb i que la fauna que està en contacte amb aquest sòl pot presentar concentracions majors dels elements en qüestió. Es varen trobar activitats importants de ^{210}Po en nabius, font d'aliment coneguda per a mamífers i aus. Les concentracions de ^{210}Po i ^{210}Pb són importants en organismes terrestres i aquests presentaran una major dosi interna. S'han publicat molt poques dades sobre l'acumulació de radionúclids naturals en aus. Les dades publicades per *Brown et al.* (2010) sobre l'activitat de ^{210}Po i ^{210}Pb en aus terrestres i cucs de terra foren noves ja que en les recents revisions [*Beresford et al.*, 2008b] que s'han fet sobre el tema no s'han trobat dades publicades sobre aquest tipus d'organismes.

Beresford et al. (2008a) varen realitzar un treball amb la finalitat de determinar l'exposició d'organismes terrestres als radionúclids d'origen natural, específicament del ^{40}K i radionúclids de la

cadena de desintegració del ^{238}U i ^{232}Th . Varen analitzar-se mostres de biota i de sòl. Es detectà ^{40}K en la majoria de les mostres, i aquest es trobà uniformement distribuït en els diferents organismes analitzats. En general, les concentracions de radionúclids provinents de les cadenes del ^{238}U i ^{232}Th es trobaren per sota dels límits de detecció o hi hagué errors analítics. En tots els organismes analitzats els radionúclids que varen dominar en la dosi externa foren el ^{40}K , el ^{226}Ra , el ^{228}Th i el ^{228}Ra . El major contribuïdor a la dosi interna absorbida fou el ^{40}K . *Beresford et al.* (2008a), conclogueren que hi ha relativament poques dades referents al ^{210}Pb , al ^{210}Po i al ^{226}Ra .

Jones et al. (2003) afirmaren que existeix una manca de dades sobre radionúclids naturals presents en els ecosistemes terrestres, sobretot en aquells ecosistemes subjectes a taxes d'exposició típiques (és a dir, no com a resultat dels estudis que es realitzen en indrets afectats per exemple per activitats relacionades amb la mineria d'urani).

1.4. Cicle del ^{210}Pb

El ^{210}Pb és àmpliament present en l'ambient terrestre, és un dels últims radionúclids de vida llarga en la cadena de desintegració de l' ^{238}U present a l'escorça de la Terra. La seva presència a l'atmosfera és deguda a la descomposició del ^{222}Rn que difon des del sòl. L'emanació del radó depèn de condicions atmosfèriques i té un temps de residència curt en l'atmosfera ($T_{1/2}=3.82$ dies).

A la *Figura 1.1*, es pot observar la sèrie de desintegració completa del ^{238}U amb els períodes de semidesintegració de cadascun dels radionúclids de la cadena. Les desintegracions alfa són representades amb fletxes verticals i les desintegracions beta amb fletxes en diagonal.

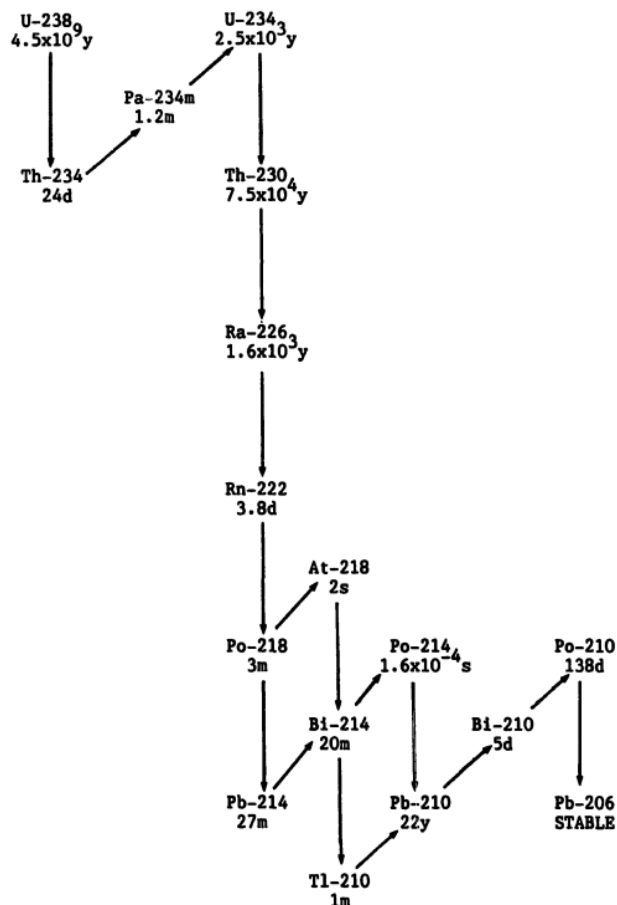


Figura 1.1. Sèrie de desintegració radioactiva de l' ^{238}U . Font: G.A. Sutton et al., 1993. Uranium-238 decay chain data.

En la **Figura 1.2** pot observar-se de forma resumida un esquema del cicle del ^{210}Pb .

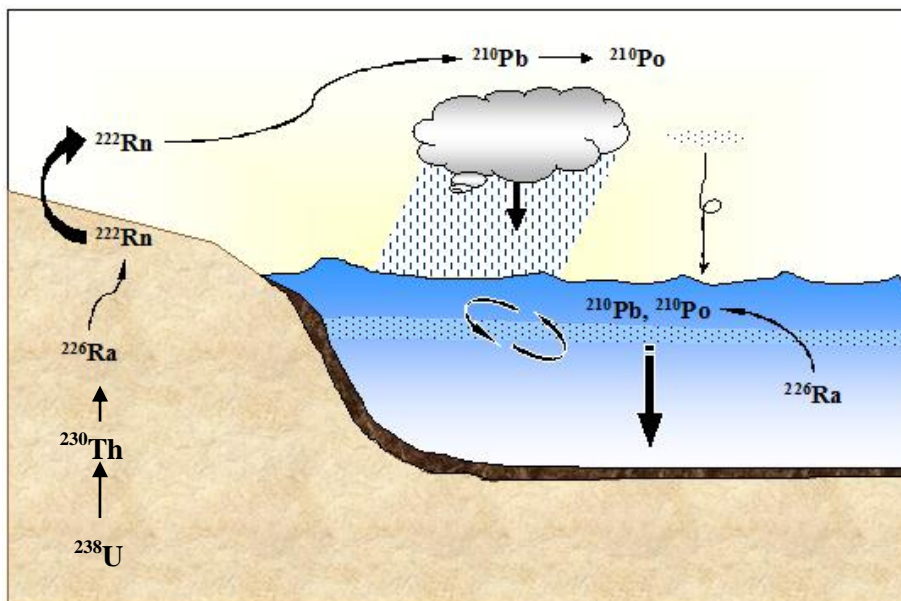


Figura 1.2. Cicle del ^{210}Pb . Font: Apunts Radioactivitat Ambiental

El ^{210}Pb és un emissor β . La seva presència en els ecosistemes es remunta a la desintegració dels radionúclids de la cadena de desintegració del ^{238}U (Figura 1.1). El ^{222}Rn prové de la desintegració del ^{238}U en l'escorça terrestre i difon des del sòl cap a l'atmosfera, on la concentració disminueix monòtonament amb l'altura. Amb un període de semidesintegració de 3,82 dies, el ^{222}Rn es desintegra en descendents del radó de vida curta: ^{218}Po ($T_{1/2}=3-10$ min) > ^{214}Pb ($T_{1/2}=26,8$ min) > ^{214}Bi ($T_{1/2}=19,9$ min) > ^{214}Po ($T_{1/2}=164,3\mu\text{s}$). Aquests productes de desintegració s'adhereixen a les partícules en l'aire i es dipositen a la superfície de la Terra a través de la deposició seca i la humida. Els següents productes de desintegració del ^{214}Po són radionúclids de vida llarga com ara: ^{210}Pb ($T_{1/2}=22,20$ anys) > ^{210}Bi ($T_{1/2}=5,01$ dies) > ^{210}Po ($T_{1/2}=138,4$ dies) > ^{206}Pb (estable). El ^{210}Po és un emissor alfa, amb una energia màxima de 5.31 MeV i es desintegra amb el darrer element de la cadena, el ^{206}Pb estable [Persson et al., 2011].

El temps de residència atmosfèrica de ^{210}Po varia entre 15 i 75 dies amb un valor mitjà de l'ordre de 26 ± 3 dies. El ^{210}Pb té un temps de residència curt en l'atmosfera ja que contínuament es diposita des de l'atmosfera associat amb els aerosols [El-Daoushy, F., Garcia-Tenorio, R., 1988]. El fallout atmosfèric de ^{210}Pb es considera constant a qualsevol lloc determinat, mesurat en escales de temps d'un any o més. El flux de ^{210}Po pot variar en funció de la pluja o la ubicació geogràfica [Piliposian i Appleby, 2003].

El ^{210}Pb es distribueix per l'atmosfera en direcció horitzontal i es diposita segons els següents factors:

- i. Factors geogràfics: latitud, continentalitat de la zona, tipus de litologia (intensitat de les fonts), climatologia, influència de l'aire marí (important en zones costaneres). L'hemisferi nord, pel simple fet de tenir una major massa continental, presenta uns fluxos de ^{210}Pb més elevats que l'hemisferi sud. Les concentracions més elevades de ^{210}Pb atmosfèric s'observen en les latituds subtropicals i temperades de l'hemisferi nord [Rangarajan et al., 1976].
- ii. Els processos i intensitat d'eliminació del ^{210}Pb de l'atmosfera. El ^{210}Pb presenta molta afinitat per les partícules i s'associa ràpidament als aerosols atmosfèrics. Posteriorment, el radionúclid és eliminat de l'atmosfera per deposició humida, i en menor mesura, seca, segons la pluviometria de cada regió [Preiss et al., 1996; Garcia-Orellana et al., 2006].

Les concentracions atmosfèriques de ^{210}Pb es correlacionen positivament amb la mida de les masses subjacents, en les àrees terrestres cobertes per gel i neu i les zones marines, incloses les illes, tenen concentracions atmosfèriques de ^{210}Pb més reduïdes [El-Daoushy, 1988a; 1988b]. La deposició atmosfèrica de ^{210}Pb es correlaciona amb el nivell de precipitació [Hill, 1960]. És ben sabut que la deposició ^{210}Pb a la superfície terrestre és major sobre els continents que els oceans i varia amb l'estació, la longitud i condicions meteorològiques locals [Preiss et al., 1996].

El ^{210}Pb és un dels radiotraçadors més àmpliament utilitzats per traçar processos ambientals. Com que el seu període de semidesintegració és de 22.3 anys, és un marcador apropiat per a datar fenòmens compresos en els darrers 100 – 150 anys. S'ha utilitzat per estudiar processos biogeoquímics en oceans [Nozaki *et al.*, 1991; Wei i Murray, 1994], la deposició atmosfèrica i la contaminació antropogènica [Shotyk *et al.*, 2002; Kaste *et al.*, 2003] i en geocronologia de sediments [Koide *et al.*, 1972; Benninger *et al.*, 1976; Sanchez - Cabeza *et al.*, 1999; Benoit i Rozan, 2001].



CAPÍTOL 2. LES AUS.

2.1. Descripció de les aus

2.1.1. Morfologia

Les aus són animals vertebrats que poden distingir-se fàcilment degut a la presència de plomes en el seu cos. La ploma és una característica exclusiva d'aquests animals. Tenen dues potes, i la majoria presenten dits que acaben en urpes. Les aus no presenten dents, són endotèrmiques⁵ i presenten un metabolisme elevat. Molts dels ossos de les aus són buits per dintre, fet que les fa més lleugeres. La caixa pectoral la té reforçada i és rígida. Per tal de compensar la rigidesa del cos, el coll i la cua són molt flexibles. També presenten sacs aeris, que són unes prolongacions dels pulmons que s'injecten dins dels ossos i no només permeten una major reserva d'aire sinó que, a més, donen més lleugeresa a l'estructura òssia. El bec és un òrgan corni i buit, sense dentadura ni mandíbula, per tal de poder disminuir el pes i desplaçar-se el centre de gravetat al centre de l'animal. El pedrer, òrgan específic i exclusiu de les aus, fa les funcions de trituració dels aliments. Cal destacar la vista entre els òrgans dels sentits. Molt més desenvolupada en les aus que en altres animals, atès que cap altre animal té una necessitat més gran que l'au durant el vol de tenir una bona vista i ser capaç de veure a gran distància.

2.1.2. Alimentació

Les aus poden alimentar-se d'una gran varietat d'aliments, entre els quals trobem: insectes, nèctar de flors, fruita, llavors, herbes, plantes, vertebrats, invertebrats, ous i cries. Com que les aus no tenen dents, el seu aparell digestiu està adaptat a processar els aliments que l'au s'empassa sencers sense mastegar-los.

2.1.3. Distribució

Les aus poden trobar-se en tots els continents i actualment ja se n'han descrit aproximadament unes 12.000 espècies. Entre les espècies d'aquest grup hi ha una gran varietat de formes, mides i hàbitats.

Les aus posseeixen diverses adaptacions al vol que estan relacionades amb el format aerodinàmic i la reducció del pes corporal. Algunes de les adaptacions són els membres anteriors transformats amb ales i la presència de plomes.

⁵ Tenen la capacitat de regular la seva temperatura corporal.

2.1.4. Reproducció

Normalment les aus es reproduïxen cada any durant la primavera i l'estiu, quan els recursos alimentaris són més abundants i el clima més benigne. Són animals ovípars, és a dir, ponen i coven els ous. Els ous tenen una closca calcària. Les aus no posseeixen òrgans sexuals externs i la fecundació és sempre interna. Allò que entenem per reproducció consisteix en una sèrie de processos que comentarem de forma seqüencial: i) Establiment del territori pel mascle; ii) Parada nupcial o formació de la parella; iii) La construcció del niu; iv) La posta dels ous; v) Incubació dels ous i vi) Cura dels pollets. Un cop acabada la nidificació, les aus es preparen ja per la muda o la migració post-nupcial.

En les aus hi ha dimorfisme sexual, és a dir, existeixen diferències en quan a la mida, la coloració, etc; entre sexes. Els mascles solen ser molt més vistosos per tal d'atraure les femelles en el període d'aparellament.

La majoria de les espècies són monògames, i és dóna el cas que els individus d'una parella són els mateixos cada any. No obstant, algunes espècies d'aus són polígames, és a dir, poden aparellar-se amb dues o més femelles de la seva espècie.

2.1.5. Cicle de vida

El cicle de vida de les aus és senzill i està diferenciat en tres parts: la cria, la hivernada i la migració. El procés simplificat que normalment es dóna és el següent: i) Primerament naixen els ous que a ha post la femella; ii) Un cop han nascut els polls són alimentats per la mare; iii) Comencen a créixer les plomes als polls; iv) Al cap d'un temps aprenen a volar; v) S'independitzen; vi) Es reproduïxen; vii) I finalment el cicle es tanca quan els individus es moren. En la *Figura 2.1* es pot observar el cicle anual d'una au migradora.

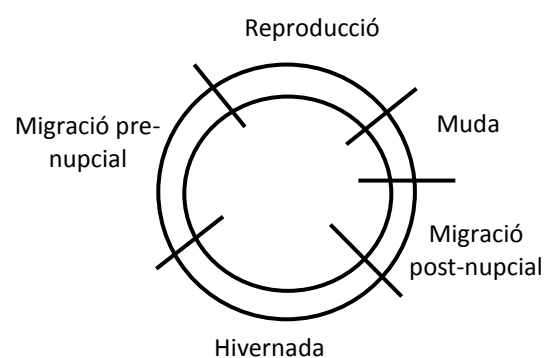


Figura 2.1. Cicle anual d'una au migradora. Font: *Bird Life International*.

Les aus es veuen obligades a intercalar la muda entre les diferents fases del seu cicle biològic anual per tal de no solapar-la amb altres èpoques de gran requeriment energètic com són la reproducció i les migracions. Cada au adapta el seu cicle teòric a les seves necessitats.

2.1.6. El plomatge

S'anomena plomatge al conjunt de plomes d'una au durant una etapa particular del seu cicle de vida. Al llarg de la seva existència les aus presenten una sèrie de plomatges relacionats amb successos estacionals com la reproducció i la migració. Els plomatges entre una au i una altra seran diferents en els tres aspectes següents: el tipus de plomes que el formin, la seva textura i la seva coloració.

La ploma és una estructura lleugera, però flexible i resistent. Actua en el vol però també és important com a mecanisme d'aïllament tèrmic pel cos de l'au.

El cos de les aus s'han adaptat al fet de poder volar. El tret morfològic més destacable és la presència de plomes. En una ploma típica la part central es coneix amb el nom de raquis, li serveix d'eix i té aspecte d'una canya buida; tot i ser una estructura lleugera li dóna la rigidesa necessària per mantenir-la ferma. El raquis està ple de substàncies mortes, pigments, proteïnes, que varen quedar-s'hi com a resultat del seu desenvolupament. La part inferior del raquis més ample i buida s'anomena càlam, i és la part per on la ploma s'insereix en la pell. La ploma és una estructura morta, i un cop ha acabat de créixer els vasos sanguinis que l'alimentaven es retiren i queda l'espai buit. En els marges laterals del raquis i creixen les hemibanderes, el cos visible i de major àrea de la ploma. Formades per una complexa xarxa d'ungles entrelaçades anomenades bàrbules, que donen la textura d'un teixit molt lleuger. Les bàrbules parteixen de làmines primes i rectes en posició perpendicular al raquis, anomenades barbes, que es disposen de forma paral·lela al llarg del raquis. Les diferents estructures explicades anteriorment poden observar-se en la *Figura 2.2*:

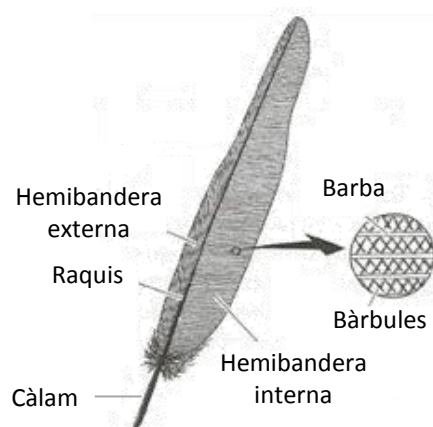


Figura 2.2. Parts d'una ploma. Font: Manual para el anillamiento científico de Aves.

En el cos d'una au hi ha diferents tipus de plomes, en relació a la funció que aquestes desenvolupen podem trobar: i) *plomes cobertores*, aquestes són petites i arrodonides i cobreixen tot el cos; ii) *plomissol* que recobreixen el cos per sota les cobertores i són petites i esfilagarsades i tenen la funció

d'aïllant a la pell; iii) *plomes rêmiges o remeres*, aquestes són les plomes de vol de les ales. Són grans i llargues, i asimètriques per tal de facilitar el vol; iv) *plomes rectrius o timoneres*, són les plomes de vol de la cua, són grans i simètriques i com el seu nom indica participen en la direcció del vol. Les plomes rectrius donen a l'au balanç i maneig.

L'estructura general d'una ala d'una au és la que es pot observar a la *Figura 2.3*.

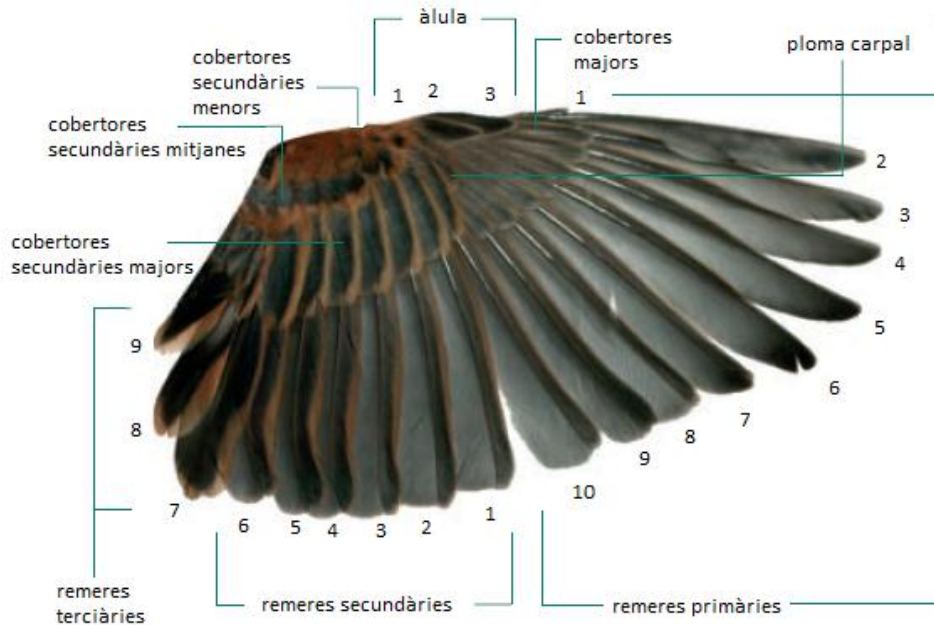


Figura 2.3. Parts d'una ala d'una au. Font: Elaboració pròpia a partir d'una imatge extreta d'internet.

Les *remeres primàries* són les plomes que es localitzen als extrems de les ales. Són llargues, fortes i rígides, tenen la funció primordial del vol, proporcionen la força de propulsió o la velocitat en el vol. El número de remeres primàries en les diferents espècies d'aus és molt constant i n'hi solen haver entre 9 i 11. Existeixen dues maneres d'anomenar les remeres primàries. El mètode europeu consisteix en anomenar-les de forma ascendent des de la ploma més externa cap a la més interna (*Figura 2.3*), mentre que el mètode britànic és a l'inrevés. Les *remeres secundàries* també es troben a les ales, a la part interna i paral·leles a les primàries. La seva funció principal és retenir l'aire durant el vol facilitant l'elevació o ajudant el sosteniment de l'au en l'aire. El nombre de plomes secundàries en una au és molt variable en funció de l'espècie i depèn molt de la llargada de l'avantbraç. Les secundàries sempre s'anomenen de forma ascendent (veure *Figura 2.3*). Cada una de les plomes primàries i secundàries tenen una petita ploma cobertora que cobreix la seva base. En moltes aus passeriformes les *remeres terciàries* són les tres plomes secundàries més internes i es diferencien pel color, la forma o la seqüència de muda. L'*àlula* és un grup de plomes de la vora anterior de les ales de les aus i posseeixen funcions especials en el vol. Permet a les aus volar a molt baixes velocitats sense caure abruptament.

Les diferents funcions que les plomes desenvolupen en les aus són les citades a continuació: volar, protegir-se del fred i la calor (eviten la pèrdua de calor), impermeabilització i flotabilitat, camuflar-se en el medi, buscar parella i distingir-se uns als altres.

La varietat de color de les plomes, en molts casos metàl·lic o iridescent, es produeix per l'acció de pigments biològics presents a la ploma o per l'efecte físic de la difracció de la llum a través de les estructures que es troben en les bàrbules de les plomes.

2.1.7. Muda

La muda és el procés de reemplaçament total o parcial de les plomes de les aus amb la finalitat de mantenir el plomatge en bon estat. S'inverteix una gran quantitat d'energia en aquest procés ja que és un esdeveniment de vital importància per les aus. Després d'un cert període de temps, el desgast produït pels cops contra branques, pel vol, l'aigua, el sol, situacions inesperades com per exemple l'atac d'un depredador o una baralla, les plomes van perdent poc a poc el seu contorn, la coloració i per tant, la seva funció es veu disminuïda. Tot seguit, és doncs el moment de reemplaçar-les.

Al llarg de la vida de les aus es succeeixen varis plomatges que poden ser característics per diferents edats, i freqüentment per diferents sexes. Les diverses mudes que periòdicament pateix l'au, així com les diferents plomes que són afectades per cada muda, determinen els cicles de muda de les aus. Aquestes estratègies de muda poden variar entre diferents espècies i inclús entre diferents poblacions d'una mateixa espècie. En la majoria de les espècies, totes les plomes del cos es renoven durant la muda de remeres i rectrius i, en moltes altres, es muden una segona vegada abans de començar la cria.

La seqüència de muda és diferent per a aus passeriformes⁶ i aus no passeriformes, a continuació s'explica breument la seqüència en cadascun dels casos. Per a les aus passeriformes la muda comença en la primària més interna (10a). Després cauen descendentment cap al extrem extern de la filera, caient cada una en una successió regular després de la seva veïna més interna. El número de plomes contigües, que creixen al mateix temps, varia amb les espècies i segons les circumstàncies. És normal una simetria més o menys estricta entre les dues ales. Quan la muda de primàries està en un estat inicial, les terciàries (7-9) comencen a mudar, caient primer la central (8).

⁶ Gran ordre d'aus que avarca més de la meitat de les espècies d'aus. Molts passeriformes canten i tenen un sistema complex de músculs per controlar el seu siringe. Típicament són ocells petits i presenten una disposició dactilar característica, tres urpes cap endavant i un cap endarrere.

Quan la muda de primàries s'està desenvolupant, s'inicia la muda de les sis primeres secundàries, que comença per la més externa (1) i continua cap a dins (veure *Figura 2.4*). La muda de la cua (rectrius) comença quan la muda de les primàries està a mig camí. Aquestes es muden per parelles, començant per la més interna i continuant cap a fora. Freqüentment hi ha variació en la seqüència. A més a més, les meitats de la cua poden no mudar simètricament.

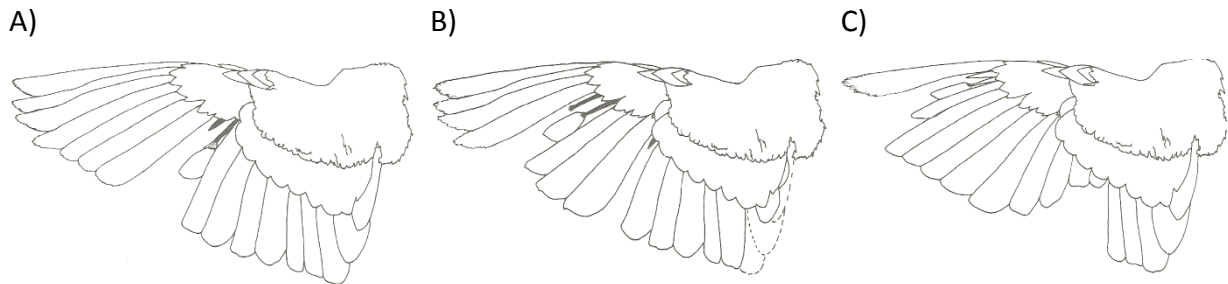


Figura 2.4. Tres estadis progressius de la muda de l'ala d'una au passeriforme. A) Només les dues primeres primàries han caigut; B) Cinc primàries, totes les terciàries i la primera de les primàries han caigut; C) Només queden dues primàries i secundàries velles; les terciàries noves s'han desenvolupat completament. Font: Molut in *Birds* de Ginn, H. B. i Melville, D. S. (1983).

En el cas de les aus no passeriformes, en la majoria d'espècies les primàries es muden de forma descendent, igual que en les aus passeriformes. Per contra, la muda de les secundàries és més variable. Les aus que tenen moltes secundàries solen tenir tres o més centres de muda. Igual que en el cas de les passeriformes, les terciàries tendeixen a mudar-se com una unitat. La muda de la cua podrà ser de forma centrífuga o centrípeta.

Estudis recents han demostrat que els cicles de muda total en una au adulta estan adaptats als requeriments ecològics de cada espècie. Freqüentment està referida a la muda post-nupcial, això és cert amb moltes espècies, però no és un terme general vàlid ja que en alguns casos la muda d'adults no segueix a la cria.

La forma amb la qual els diferents processos de muda tenen lloc al llarg del temps en una espècie defineix la seva estratègia de muda. Hi ha 4 tipus d'estratègies diferents: i) Muda post-nupcial i post-juvenil complerta; ii) Muda post-nupcial/post-juvenil parcial i muda pre-nupcial complerta tant en adults com en joves; iii) Muda post-nupcial complerta i muda post-juvenil parcial. Moltes espècies tenen aquest patró de muda; iv) Com l'estratègia anterior però amb una muda pre-nupcial parcial tant en adults com en joves.

En general, la duració de la muda és curta quan ha d'adaptar-se a un període limitat, especialment en aus septentrionals, que muden després de la cria i abans de migrar. Les aus migratòries poden mudar

en els quaters d'hivernada, tenen molt de temps per mudar, de manera que tendeixen a fer-ho lentament. Els intervals entre la pèrdua successiva de les plomes primàries tendeixen a perllongar-se en el curs de la muda.

La velocitat de creixement de les plomes individuals s'ha mesurat en molt poques espècies. Hi ha la tendència de que les plomes primàries internes creixin més ràpid que les externes. La duració total de la muda de l'ala depèn principalment de la velocitat amb la qual es perden les plomes successives, però també de la seva velocitat de creixement, ja que no es completa fins que les últimes plomes han crescut totalment.

2.1.8. Migracions

En climes freds i temperats del nord i centre d'Europa, les baixes temperatures hivernals provoquen la congelació de la superfície de les aigües i el recobriment de neu de la vegetació i del sòl. En aquestes circumstàncies, les aus no poden accedir a l'aliment. Aquest fet fa que les aus es vegin obligades a realitzar grans desplaçaments per tal d'arribar a les àrees d'hivernada, al sud d'Europa i d'Àfrica, on les condicions climàtiques hivernals no són tan rigoroses i poden trobar aliment i temperatures més benignes. Un cop ha passat l'hivern, les aus tornen als llocs d'origen, on el desglaç provoca una explosió de vida i hi ha aliment disponible en abundància. Aquest procés es coneix amb el nom de migració. No totes les aus migren. No podem considerar com a migració els moviments locals d'algunes aus que no responen a causes estacionals i són totalment atzaroses.

Podem distingir varis models diferents de migració: i) Migradors de llarga distància; ii) Migradors de curta distància i iii) Migradors altitudinals. Depenent de l'espècie, les aus poden migrar en grup o individualment.

L'època de migració es troba molt ben definida dins de l'any i generalment està acoblada a ritmes fisiològics interns, de manera que moltes vegades els temps de partida i arribada de les poblacions migratòries només varien alguns dies d'un any a l'altre.

Hi ha dos moviments migratoris a l'any. La migració de tardor o post-nupcial que com el seu nom indica es realitza a la tardor (setembre – octubre – novembre), en direcció sud, és progressiva i de llarga durada i la finalitat és que les aus puguin passar l'hivern als llocs d'hivernada. Per altra banda, trobem la migració primaveral o pre-nupcial que es fa a la primavera (març - abril - maig), en direcció nord, és ràpida i de curta durada. I la seva finalitat és que les aus arribin a les àrees de cria. El viatge ha de ser ràpid, ja que d'aquesta manera es disposa de més temps per a la reproducció.

Abans de la migració, l'au es mostra més inquieta i nerviosa, i comença a alimentar-se de manera frenètica fins arribar a doblar el pes en forma de greixos, que necessitarà com a reserves corporals per a fer front al repte de recórrer milers de quilòmetres.

Els moviments migratoris es divideixen en etapes ja que solen durar varis dies o inclús setmanes. Per això les aus han de parar a descansar i alimentar-se en punts adequats que s'anomenen àrees de descans o de sedimentació i que són molt importants per tal de que el viatge finalitzi amb èxit.

Existeixen nombroses estratègies de migració, que depenen entre altres factor de l'espècie, la latitud on es reproduïxen, les condicions meteorològiques i la distribució històrica de l'espècie.

Molts cops les rutes migratòries creuen grans extensions d'aigua i per tant les aus no s'aturen per menjar fins que arriben al seu destí. Durant el trajecte les aus poden arribar a perdre quasi la meitat del seu pes.

Els moviments migratoris es poden veure influenciats per a diferents factors entre els quals trobem la meteorologia i la topografia. Per exemple en relació a les condicions atmosfèriques se sap que la migració pre-nupcial es veu afavorida per vents del sud, per temperatures en augment i una baixa pressió atmosfèrica i en canvi la post-nupcial, per vents del nord, temperatures descendents i un augment en la pressió atmosfèrica.

La migració de les aus es realitza en un front molt ampli, podríem dir però que en els dies que les condicions atmosfèriques i físiques del terreny són bones, passen per tot el territori. En canvi, si les condicions atmosfèriques no són idònies i hi ha obstacles com les grans cadenes muntanyoses o grans masses d'aigua, les aus tendeixen a concentrar-se en punts més concrets per poder continuar el seu viatge. De manera que en el continent europeu trobem una via occidental canalitzada per les costes atlàntiques, els Alps i els Pirineus, que concentren a les aus en el Pirineu occidental, per eixamplar-se per la Península Ibèrica i tornar-se a primar a Gibraltar. Aquesta és la zona utilitzada per la majoria de rapinyaires de l'oest d'Europa. Una altra via de menor importància, és la que utilitzen les aus que travessen per Itàlia i Sicília per penetrar al continent africà per Tunísia.

La via oriental passa pels Balcans, Grècia i els estrets de Bòsfor i Dardanels, travessa Àsia menor i a través del Líban i Israel s'internen en l'est d'Àfrica. Aquesta ruta és utilitzada per a la majoria d'aus del nord, centre i est d'Europa, oest d'Àsia i del Caucas.



CAPÍTOL 3. OBJECTIUS.

3.1. Objectiu general

L'objectiu del present projecte és determinar el contingut de ^{210}Pb en plomes d'aus migratòries i estudiar el seu potencial ús com a traçador de corrents migratòries.

3.2. Objectius específics

Per tal d'assolir l'objectiu general plantejat, s'han definit una sèrie d'objectius específics:

- i. Determinar les concentracions de ^{210}Pb en la diferent tipologia de plomes d'ocells migratoris.
- ii. Identificar el tipus de plomes on s'acumula una major concentració de ^{210}Pb .
- iii. Identificar la zona de la ploma (barba ample, barba estreta o raquis) on s'acumula una major quantitat de ^{210}Pb .
- iv. Identificar els mecanismes d'acumulació de ^{210}Pb en plomes d'ocells.
- v. Comparar els nivells d'acumulació de ^{210}Pb en individus joves i adults.



CAPÍTOL 4. METODOLOGIA.

4.1. Descripció de l'espècie utilitzada

4.1.1. *Apus apus*

El falciot comú (*Apus apus*) és una espècie migradora transsahariana que pertany a la família Apodidae i a l'ordre Apodiformes. L'etimologia d'*Apus apus* ve del grec antic on "apus" significa "sense peus". És l'última espècie en arribar als seus territoris del nord i la primera en sortir-ne. La mida mitjana és de 16 – 17 cm i té una envergadura entre 38 i 40 cm. Sol pesar entre 35 i 36 g i és de color marró – negrós amb la gola blanquinosa. Té el pic ample i el manté constantment obert mentre vola per caçar el seu aliment [*Commonswift.org*].

Una de les característiques anatòmiques sorprenents d'aquesta espècie és l'adaptació anatòmica al vol. Té la cua profundament bifurcada i en forma de falç, les ales són estretes de la punta, però llargues, fet que li permet realitzar girs ràpids i aguts en l'aire mentre caça insectes voladors i aràcnids (*Figura 4.1*). És un caçador ràpid i precís de les seves preses. És una espècie purament insectívora, que s'alimenta de milions de minúsculs insectes que són arrossegats pels corrents càlids o pel propi vent [*Pajaricos.es*].

Com que passa molt temps volant les seves potes no estan fetes per caminar ni per saltar de branca a branca, és per aquest motiu que necessita espais lliures davant del seu niu per poder-hi entrar volant [*Commonswift.org*].

El falciot és un ocell que realitza totes les seves activitats en l'aire ja que pot estar períodes molt llargs de temps sense aterrar. És un ocell que s'alimenta exclusivament d'insectes voladors (mosques, àcars...) de forma que la seva activitat nutricional la realitza volant. El seu aparellament pot realitzar-se en ple vol, tot i que la major part de les còpules es donen al interior del niu. El seguici nupcial és espectacular, volen uns davant dels altres i les persecucions són constants. Algunes vegades pot observar-se la còpula en ple vol, però hi ha dubtes en relació a aquest tema ja que els mascles i les femelles tenen un plomatge igual i pot ser complicat diferenciar-los. Els falciots són monògams, és a dir, tenen un vincle sexual exclusiu durant el període de reproducció i cria. Presenten un únic període de reproducció a l'any, en les àrees de migració estival [*Pajaricos.es*].

Degut a les llargues migracions que realitza el falciot, aquest ocell pot arribar a dormir en ple vol, arribant a alçades lliures d'obstacles i reduint la constància del seu aleteig. Són capaços d'usar alternativament els dos hemisferis cerebrals, és a dir que quan una part del seu cervell roman adormida l'altra està desperta connectant un ull i la locomoció a aquesta part activa, i després



Figura 4.1. Falciot comú volant. Font: www.biodiversityexplorer.org/birds/apodidae/apus_apus.htm

alternant aquest acte amb l'altre hemisferi cerebral. L'única excepció a totes les activitats realitzades durant el vol és la cria dels seus polls que la realitza en nius. El falciot deixa de volar doncs per incubar els ous i alimentar a les seves cries mentre aquestes estan al niu. Com la majoria de les aus, els falciots comencen a criar en el tercer o quart any de vida [*Commonswift.org*].

Els falciots construeixen els seus nius en els forats de les coves o forats dels arbres. Per construir els seus nius els falciots recol·lecten el material necessari amb el pic i se'l guarden a l'ala.



Figura 4.2. Falciot entrant en una caixa niu situada en una teulada. Font: www.mauersegler.klausroggel.de/frame-erfolg.htm.

Els falciots no tenen por dels humans, fet que provoca que també construeixin els seus nius en espais antropitzats com per exemple forats en les parets dels edificis o un espai lliure sota les teulades de les cases. També ponen els ous i crien als polls dins de caixes niu col·locades pels humans en llocs estratègics (*Figura 4.2*). Els polls solen estar una mitjana de 95 dies al niu. Mentre estan el niu els adults alimenten als polls varis cops el dia, amb una gran varietat d'insectes que cacen mentre volen [*Pajaricos.es*].

El falciot comú té una àmplia distribució, ja que el podem trobar a gran part d'Europa (no és present a Islàndia ni en l'extrem nord del continent), nord d'Àsia i Àfrica. No es troba al sud d'Àsia, Austràlia ni Amèrica [*Commonswift.org*]. En la *Figura 4.3* es pot observar quina és la seva distribució en l'època de cria i en l'època de no cria. La seva densitat en els països mediterranis és molt elevada i actualment es troba en la majoria de pobles i ciutats. A la Península Ibèrica la seva densitat fluctua notablement d'uns anys als altres [*Pajaricos.es*].

No es considera que el falciot comú estigui en perill d'extinció, ja que segons la IUCN es troba en la categoria de preocupació menor (LC). La tendència actual de la població d'*Apus apus* és a disminuir a causa de la disminució en la disponibilitat d'aliment i la pèrdua de llocs potencials per a construir els seus nius a causa de les millores en la construcció i la demolició [*BirdLife International, ARKive*].

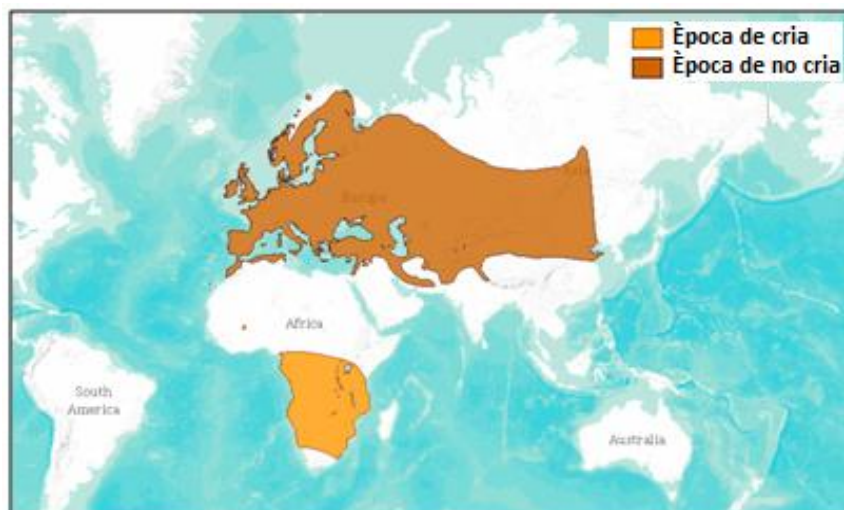


Figura 4.3. Distribució de l'*Apus apus* en època de cria i en època de no cria.
Font: Mapa extret de la web del IUCN *Red List of Threatened Species*.

La migració del falciot es realitza entre el sud d'Àfrica i Europa – Àsia, lloc on es reproduïx i cria els seus polls (Figura 4.3). *Apus apus* hiverna a Àfrica per sota la línia equatorial. El retorn de falciot als llocs de cria en la seva antiga colònia és produïx aproximadament a la mateixa època cada any, al voltant de començaments de maig. Gràcies a l'anellament s'ha demostrat que normalment els falciots retornen al indret on van criar l'any anterior. Els mascles adults formen la parella amb la mateixa femella que l'any anterior, però cada un d'ells se separa quan s'inicia la migració de tardor i es reuneixen novament a la primavera següent. Probablement els mateixos falciots s'aparellen en primaveres successives degut a que els dos membres de la parella retornen al mateix niu [Pajaricos.es]. Quan una parella no torna d'Àfrica o mor durant la seva estada, el seu lloc serà ocupat immediatament per un altre ocell del mateix sexe. Els falciots ponen de dos a tres ous amb un interval de dos dies entre cadascun, els ous són blancs, fins i no brillen. La incubació és realitzada tant pel mascle com per la femella i l'eclosió sol començar uns 19 dies després de la posta de l'últim ou. En èpoques de mal temps es pot prolongar l'estància dels joves en el niu ja que hi ha poc menjar disponible i poden acabar morint. A finals de juliol, el jove podrà volar i ja mai tornarà al niu. Els individus joves no necessiten fer exercicis de vol i al cap de poc temps ja volaran com ho fan els adults. A començaments del mes d'agost, els pares deixen Europa Central i es dirigeixen cap terres situades a Àfrica [Commonswift.org].

El falciot comú és un ocell que pot sobreviure al mal temps, entrant en un estat semblant al coma en què el seu metabolisme es redueix a gairebé res. Entra amb una mena d'estat de letargia o hibernació de manera que utilitza una menor quantitat d'energia. Els falciots adults, són capaços de sobreviure fins a dos dies en aquest estat i els pollets fins a cinc dies [Commonswift.org].

Les ales dels individus d'*Apus apus* tenen 10 plomes remeres primàries (la més externa molt petita), 8 secundàries (la 9a i 10a s'han quedat reduïdes i s'ometen) (Figura 4.4) i 10 rectrius (Figura 4.5) [Ginn i Melville, 1983]. La muda post nupcial⁷ és completa, tot i que alguns exemplars retenen la primera primària. La muda post juvenil⁸ és parcial i inclou plomes parcials corporals, cua i només petites cobertores alars. Alguns exemplars retenen la primera primària fins a la seva segona muda post nupcial [Anillamiento.net]. En el falciot comú les secundàries muden en dos grups, 1-6 i 7-8, sent la seqüència com en els passeriformes. La muda de la cua és centrífuga, de les més internes a les més externes. Les cobertores primàries es renoven en seqüència amb la corresponent primària. En el cas del falciot comú, totes les muden es realitzen en les àrees d'hivernada africanes [Junta Nacional de Anillamiento de Aves, 1981; Pinilla, 2000].

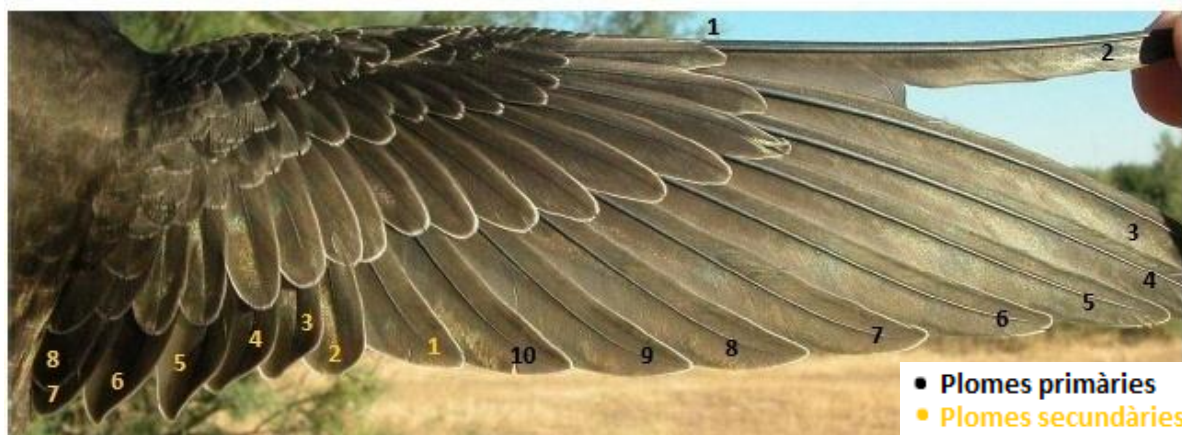


Figura 4.4. Ala dreta d'un individu jove d'*Apus apus*. Font: elaboració pròpia a partir d'una imatge extreta de *Anillamiento.net*



Figura 4.5. Plomes remeres primàries i secundàries de l'ala dreta d'un individu adult de falciot comú. Font: www.michelklemann.nl/verensite/apus_apus/apapindex.html



Figura 4.6. Plomes rectrius d'un individu adult d'*Apus apus*. Font: www.commonswift.org

⁷ En moltes famílies es presenta una muda parcial a la primavera, que converteix el plomatge hivernal en nupcial. Usualment només afecta al plomatge corporal [Junta Nacional de Anillamiento de Aves, 1981].

⁸ En la majoria de les aus el plomatge corporal juvenil es reemplaça en algun moment de les seves primeres setmanes de vida, juntament amb algunes cobertores. En poques espècies aquesta muda és total [Junta Nacional de Anillamiento de Aves, 1981].

Els individus joves a diferència dels adults tenen rivets clars en les plomes del cos, ales i cua; la ploma més externa de la cua té la punta més ampla i arrodonida que en l'adult. Els individus adults tenen el cos sense rivets i les plomes de vol són més arrodonides que les dels joves. La ploma més externa de la cua és més punxeguda [Anillamiento.net]. A continuació es poden observar les 10 rectrius (Figura 4.8) i les primàries i secundàries d'un individu de falciot comú jove (Figura 4.7).

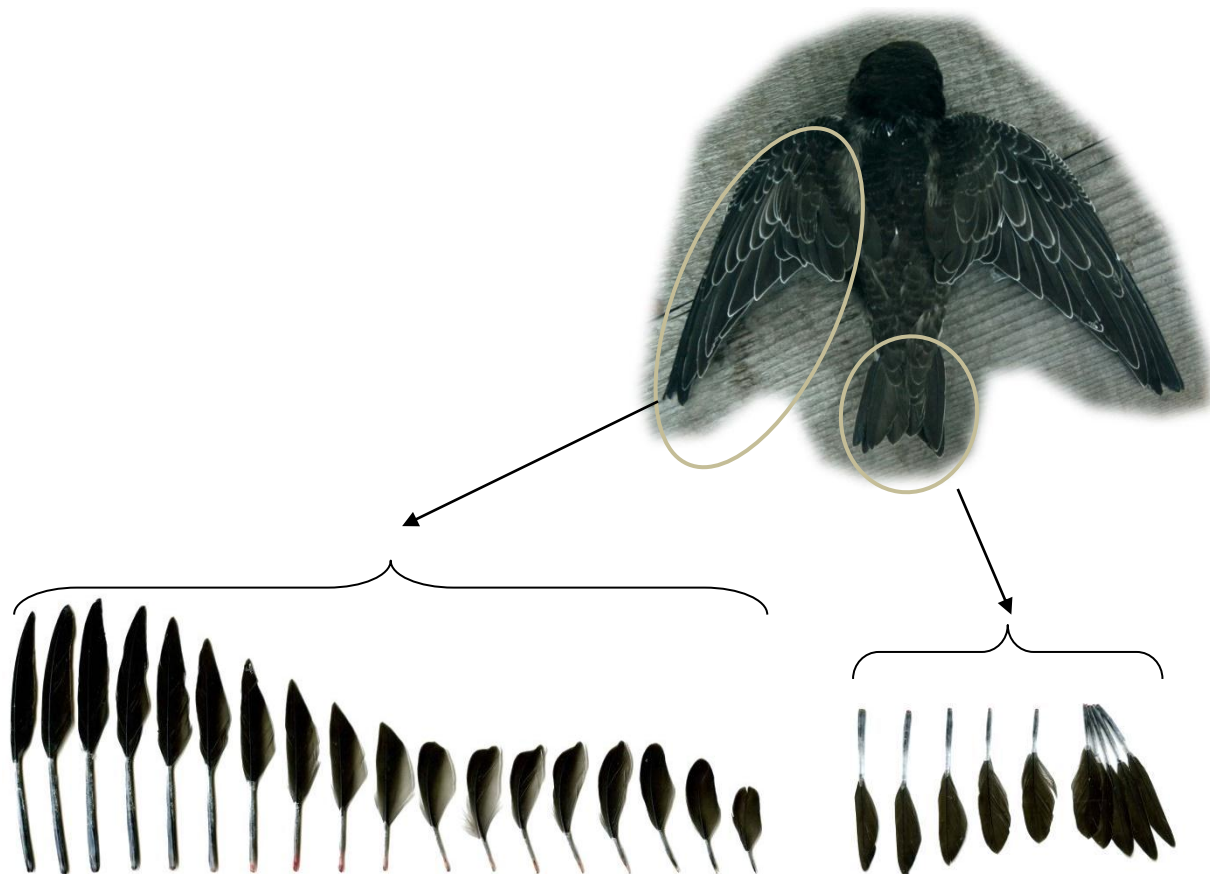


Figura 4.7. Plomes primàries i secundàries ala dreta d'un *Apus apus* jove. Font: www.michelklemann.nl/verensite/apus_apus/apapindex.html.

Figura 4.8. Rectrius d'un individu jove d'*Apus apus*. Font: www.michelklemann.nl/verensite/apus_apus/apapindex.html

4.2. Metodologia de mostreig

4.2.1. Obtenció de les mostres

Les mostres necessàries per a realitzar el present estudi es van obtenir del centre de recuperació de fauna salvatge de Torreferrusa situat a Santa Perpètua de la Moguda. Se'ls va sol·licitar ocells morts que haguessin arribat en el centre i fes com a mínim dos anys de la seva mort.

Ens varen facilitar les ales i les plomes de la cua de tres individus adults d'*Apus apus* (femelles) morts al llarg del maig de 2010 i un individu jove d'*Apus apus* mort al juliol de 2010. Aquests individus varen

arribar ferits al centre de recuperació però varen acabar morint. Després de la seva mort varen guardar les plomes en un dels congeladors del centre per a fer empelts de plomes en ocells que arribessin ferits a les seves instal·lacions. Un cop vàrem tenir les mostres vàrem conservar-les en els congeladors del laboratori fins el dia que varen ser analitzades.

Les plomes que ens interessaven varen ser separades en diferents bosses de plàstic i posades a la nevera per a una correcta conservació. Per a fer l'estudi s'han utilitzat plomes remeres primàries, remeres secundàries i rectrius tan de l'individu jove com dels adults (*Figures 4.9, 4.10 i 4.11*).



Figura 4.9. Primàries individu adult. Font: Elaboració pròpia



Figura 4.10. Secundàries individu adult. Font: Elaboració pròpia



Figura 4.11. Rectrius individu adult. Font: Elaboració pròpia.

4.3. Procediment d'anàlisi de $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$

El procediment per a la determinació del ^{210}Pb es basa en la determinació del ^{210}Po en equilibri amb el seu progenitor (^{210}Pb).

En les mostres de plomes el ^{210}Pb i el ^{210}Po es troben en equilibri secular en el moment de portar-se a terme l'anàlisi degut a que les plomes analitzades van ser recollides fa uns dos anys. Per tant, amb la determinació de l'activitat de ^{210}Po s'obté directament la de ^{210}Pb .

El mètode radioquímic utilitzat en aquest treball ha estat desenvolupat en el Laboratori de Radioactivitat Ambiental de la Universitat Autònoma de Barcelona. El mètode es basa en una digestió a vas obert. El mètode de digestió a vas obert és una mica més lent que la digestió a vas tancat, però s'ha optat per aquest mètode ja que és el mètode adequat per a les nostres mostres biològiques.

Per a l'anàlisi se separa la ploma de l'ocell necessària, es pesa i es talla en trossets més petits, tot seguit s'hi afegeix àcid nítric (HNO_3) i àcid clorhídric (HCl) concentrats fins a submergir la mostra. S'afegeixen $50\mu\text{L}$ del traçador ^{209}Po ($A=0,703\pm 0,0015\text{ Bq}\cdot\text{mL}^{-1}$ a dia 04/11/2009) i es col·loca la mostra a homogeneïtzar fins que la ploma s'ha digerit. Un cop finalitzada la digestió, es filtren les mostres i tot seguit es deixen evaporar en una placa calefactora. Un cop evaporada s'afegeix aproximadament 1mL d' HCl concentrat a la mostra i es deixa evaporar altre cop. Aquest procediment es repeteix tres vegades. Un cop evaporada s'afegeix HCl 1M a la mostra i es posa a una temperatura de 80°C , s'afegeix àcid ascòrbic per tal de complexar el possible ferro present a la mostra. Tot seguit, es submergeix un disc de plata de 25 mm de diàmetre convenient polit i envernissat en la mostra entre 6 i 8 hores a 60°C amb agitació. D'aquesta manera, els isòtops de poloni es dipositen espontàniament sobre la cara no envernissada del disc, gràcies al fet que el poloni té un potencial d'ionització major que la plata. En acabar, el disc ja és a punt per a ser mesurat per espectrometria alfa. D'aquesta forma el ^{209}Po i ^{210}Po presents a la mostra en el moment d'efectuar-se l'anàlisi s'han dipositat sobre del disc de plata. També cal preparar un blanc amb uns 30mL d' HNO_3 , 30mL d' HCl concentrat i $50\mu\text{L}$ del traçador ^{209}Po ($A=0,703\pm 0,0015\text{ Bq}\cdot\text{mL}^{-1}$ a dia 04/11/2009). El blanc ens serveix per controlar la possible contaminació de les mostres durant el procés radioquímic. Tot el procés es pot veure resumit en la *Figura 4.12*.

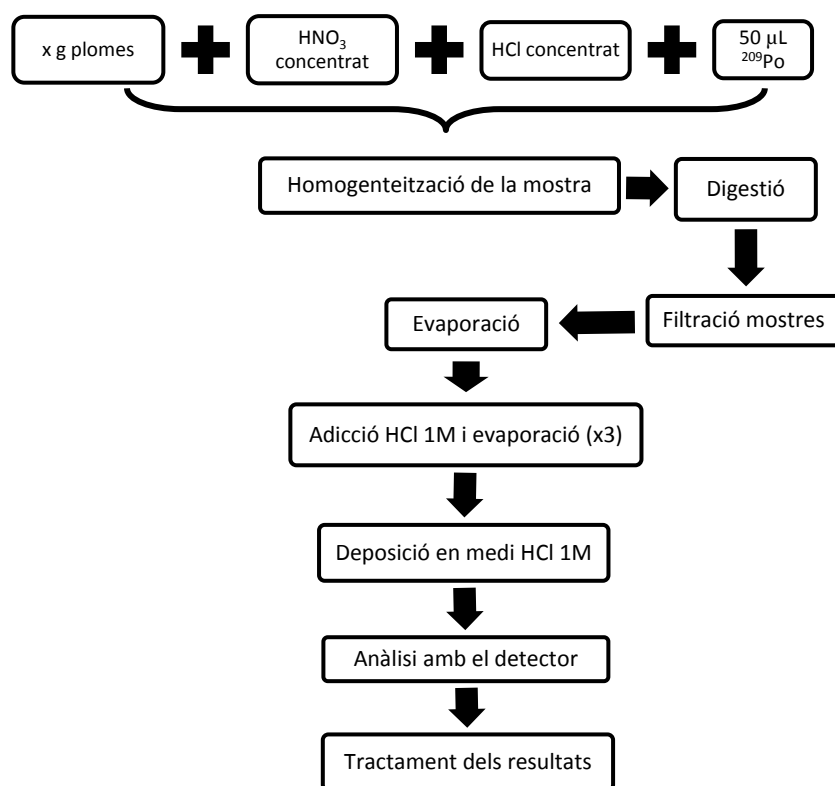


Figura 4.12. Esquema del procés analític per realitzar l'anàlisi de $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$. Font: Elaboració pròpia.

4.4. Sistema de detecció

4.4.1. Espectrometria alfa

La millor tècnica per a la detecció de partícules α , com les emeses pels isòtops de poloni, és l'espectrometria α d'alta resolució. Les principals característiques d'aquest mètode d'anàlisi són:

- i) alta eficiència, que permet mesurar nivells molt baixos d'activitat radioactiva;
- ii) molt bona resolució energètica, que permet distingir les emissions dels diversos radionúclids d'interès;
- iii) no presenta problemes de calibratge en eficiència degut a que les activitats es calculen a partir del traçador intern que s'introdueix al començament del procés radioquímic.

El sistema de detecció es compon, bàsicament, d'un detector de semiconductor allotjat en una cambra de buit, un analitzador multicanal i un ordinador que controla el funcionament del sistema mitjançant un programa d'emulació. En aquest cas com que el que volem mesurar és el poloni, s'ha utilitzat el detector ORTEC.

4.4.1.1. Sistema d'espectrometria ORTEC

Un dels detectors de partícules alfa emprats en aquest treball és de silici semiconductor de barrera de superfície (EG&G ORTEC Mod.450), el qual té una resolució nominal de 20 keV.

El contacte elèctric que cobreix la finestra d'entrada del díode semiconductor consisteix en una capa d'alumini de $\sim 1850\text{\AA}$. El motiu de tenir un recobriment d'alumini (i no d'or, el qual ens proporcionaria una millor resolució) és que els detectors poden ser descontaminats manualment amb alcohol. Una característica molt important que cal mencionar és el baix fons del sistema.

4.4.1.2. Anàlisi d'espectres de Po

Un cop finalitzat el procés radioquímic i dipositats els isòtops de Po en discs de plata, aquests es compten durant un temps mínim de $4 \cdot 10^5$ s o 400 comptes, per a obtenir una bona estadística i reduir les incerteses. Si el procés de deposició ha estat correcte, s'obtenen espectres com el que es mostra a la *Figura 4.13*.

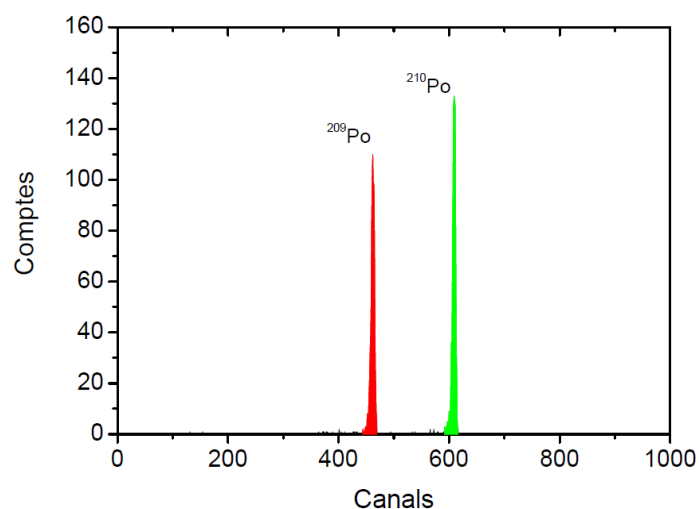


Figura 4.13. Espectre característic de l'anàlisi de poloni.

El tractament dels espectres es realitza mitjançant el programa d'emulació MAESTROTM II v.1.40 de EG&G ORTEC. Si la deposició en els discs de plata s'ha assolit amb èxit, l'espectre α obtingut és de fàcil interpretació ja que només apareixen dos pics: el corresponent al ^{210}Po de la mostra i el del traçador ^{209}Po (Figura 4.13).

El programa d'emulació MAESTROTM II v.1.40 presenta l'espectre d'estudi a la pantalla d'un ordinador juntament amb la resta de paràmetres d'interès (temps de comptatge, número de detector, escales, etc.). El programa permet delimitar les àrees d'interès tant automàticament com manualment. En ambdós casos proporciona l'àrea de cadascun dels pics, que permeten realitzar la quantificació de l'activitat de la mostra.

La correcta quantificació d'una mostra ambiental requereix, a part dels paràmetres característics de la pròpia mostra, un estudi del fons del detector i conèixer quin és el possible increment d'activitat a causa de l'ús de reactius i recipients emprats en el procés analític (blanc). Els càlculs es realitzen mitjançant un full de càlcul EXCEL, en el qual es troba tota la informació per a la quantificació d'espectres tenint en compte els paràmetres necessaris. Coneguda l'àrea neta dels pics de ^{209}Po i ^{210}Po , l'activitat d'una mostra ve donada per:

$$A_{mostra} = \frac{N_{mostra} - F}{t \cdot \Omega \cdot \rho \cdot m} \quad (4.1)$$

On:

A_{mostra} = Activitat del radionúclid d'interès

N_{mostra} = Número de comptes del radionúclid a l'espectre

t = Temps de mesura

Ω = angle sòlid fraccional de detecció

ρ = Recuperació radioquímica

m = massa o volum de la mostra analitzada

F = Fons del detector per un temps igual al de la mostra

En el procés de separació radioquímica del ^{210}Po s'introdueix un traçador (^{209}Po) que permet traçar i quantificar tots els processos de pèrdua de mostra. Tenint en compte que l'activitat del traçador ve determinada per l'equació 4.1 i que la recuperació química de la mostra i el traçador és la mateixa, podem calcular l'activitat com:

$$A_{Po-210} = \frac{N_{Po-210}}{N_{Po-209}} \cdot \frac{A_{Po-209}}{m} \quad (4.2)$$

Les incerteses associades a les activitats han estat calculades segons la teoria de propagació quadràtica dels errors:

$$\sigma_{f(x_i)} = \sqrt{\sum_i \left(\frac{\partial f(x_i)}{\partial x_i} \Delta x \right)^2} \quad (4.3)$$



CAPÍTOL 5. RESULTATS.

5.1. Concentracions i distribució de ^{210}Pb en les plomes d'*Apus apus* adult

Els resultats de la concentració de ^{210}Pb en *Apus apus* del present treball es troben recollits en la *Taula 5.1* i en la *Figura 5.1*. S'observa com les plomes primàries (P2, P3 i P4) de les ales dels individus adults és on s'acumula preferiblement el ^{210}Pb . Les plomes primàries més externes de l'ala són les que estan més exposades a les partícules contaminants presents en el medi. En les plomes secundàries analitzades (S1 i S2) els nivells de ^{210}Pb és troben per sota dels llindars mínims de detecció, de manera que es pot concloure que no hi ha presència de ^{210}Pb en aquesta tipologia de plomes. En les rectrius de la cua també hi ha acumulació de ^{210}Pb , tot i que en menor quantitat que en el cas de les plomes primàries de l'ala de l'individu.

Taula 5.1. ^{210}Pb total en plomes i raquis analitzats en *Apus apus* adult.

Individu	Tipus ploma/Raquis	^{210}Pb (Bq·kg ⁻¹)
Adult 1	P2, ala dreta	849 ± 54
Adult 1	P3, ala dreta	1065 ± 71
Adult 1	P4, ala dreta	1064 ± 73
Adult 1	Rectriu	411 ± 31
Adult 1	P3 ala esquerra, hemibandera externa	935 ± 70
Adult 1	P3 ala esquerra, hemibandera interna	684 ± 50
Adult 1	Raquis P3	98 ± 9
Adult 1	P4, hemibandera externa	563 ± 55
Adult 1	P4, hemibandera interna	368 ± 36
Adult 1	Raquis P4	93 ± 8
Adult 2	P2, ala dreta	819 ± 52
Adult 2	P3, ala dreta	484 ± 32
Adult 2	P4, ala dreta	732 ± 52
Adult 2	Rectriu	43 ± 15
Adult	S1, ala dreta	< MDA ^a
Adult	S2, ala dreta	< MDA ^b

^a MDA: 16,06 Bq·kg⁻¹; ^b MDA: 11,27 Bq·kg⁻¹

Font: Elaboració pròpia a partir dels valors obtinguts experimentalment.

En la *Figura 5.1* es pot observar com es distribueix el ^{210}Pb en les plomes de l'ala i les rectrius de la cua en un individu adult de falciot comú.

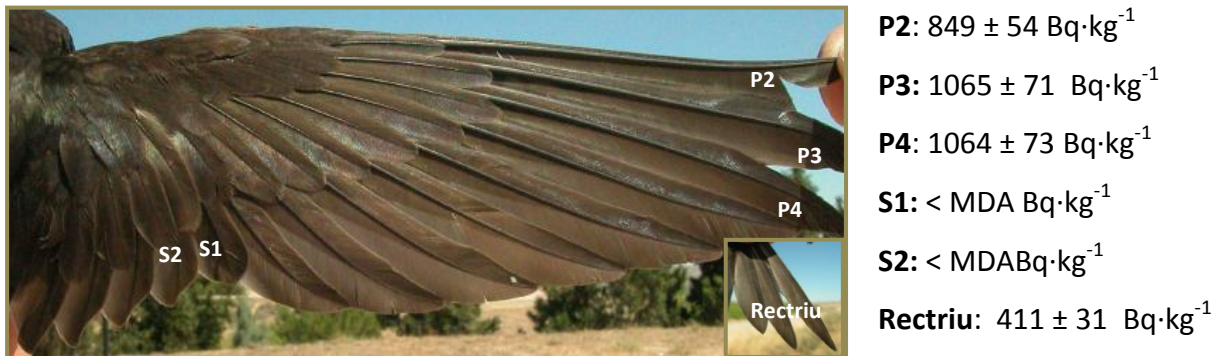


Figura 5.1. Distribució de ^{210}Pb en les plomes primàries i secundàries d'un individu adult de falciot comú. A la part inferior de la dreta de la figura es pot observar un detall de les rectrius de la cua. Font: Elaboració pròpia.

S'han analitzat plomes de dos individus adults diferents, no s'ha pogut definir un patró d'acumulació de ^{210}Pb entre les plomes primàries d'*Apus apus*, ja que en un dels individus la major concentració de ^{210}Pb es trobava a la segona primària i en l'altre hi havia quasi una concentració igual de ^{210}Pb en la tercera i la quarta primària.

La *Figura 5.2* mostra la distribució de ^{210}Pb en una ploma primària de falciot comú adult. Com s'observa la part on s'acumula una major quantitat de ^{210}Pb és a l'hemibandera externa de la ploma, ja que tot i ser la més estreta està més exposada a les condicions ambientals externes i pot acumular concentracions de ^{210}Pb superiors.



Figura 5.2. Quantitat de ^{210}Pb en la P3 de l'ala esquerra d'*Apus apus*. Font: Elaboració pròpia.

El resultat de l'anàlisi de la ploma secundària d'un individu adult, ens mostra que no hi ha presència de ^{210}Pb , de manera que es pot afirmar que no hi ha presència de ^{210}Pb en les plomes secundàries de l'ala d'aquest individu. Les plomes secundàries es troben més protegides que les primàries, ja que són plomes més internes de l'ala.

No s'han trobat dades publicades sobre l'activitat de ^{210}Pb en plomes d'individus adults d'*Apus apus* ni en cap altre tipus d'au. *Brown et al.* (2010) realitzaren un estudi amb la finalitat de determinar les

activitats de ^{210}Po i ^{210}Pb en la biota d'ecosistemes terrestres boreals, però ells no utilitzaren plomes d'aus, de manera que no es disposa de dades amb les quals comparar els nostres resultats obtinguts.

5.2. Concentracions i distribució de ^{210}Pb en les plomes d'*Apus apus* jove

Els resultats de la concentració de ^{210}Pb en un individu jove de falciot comú es presenten a la *Taula 5.2* i a la *Figura 5.3*. Com es pot observar en totes les mostres analitzades, ja siguin plomes primàries o secundàries, els valors de concentració de ^{210}Pb es troben per sota dels límits de detecció de l'aparell utilitzat. El límit de detecció de cada mostra està especificat a l'inferior de la *Taula 5.2*.

Taula 5.2. ^{210}Pb total en plomes d'*Apus apus* jove.

Tipus ploma	^{210}Pb ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Primària 2, ala dreta	< MDA ^a
Primària 2, ala esquerra	< MDA ^b
Secundària 1, ala esquerra	< MDA ^c
Secundària 2, ala esquerra	< MDA ^d

^a MDA: $5.75 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$; ^b MDA: $3.34 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$; ^c MDA: $22.60 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$;

^d MDA: $23.34 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Font: Elaboració pròpia a partir dels valors obtinguts.

En el cas de l'individu jove d'*Apus apus* varen analitzar-se diferents plomes tan de l'ala esquerra com de l'ala dreta i en cap dels casos es varen detectar nivells de ^{210}Pb , de manera que en l'individu jove no hi ha presència del radionúclid analitzat en qüestió.



P2, ala dreta: < MDA $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

P2, ala esquerra: < MDA $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

S1, ala esquerra: < MDA $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

S2, ala esquerra: < MDA $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Figura 5.3. Distribució de ^{210}Pb en un *Apus apus* jove. Font: Elaboració pròpia.

Si es comparen els resultats obtinguts entre els individus adults i els joves s'observa que els adults acumulen ^{210}Pb en algunes de les plomes del seu cos, aquest fet pot ser degut a que els individus adults passen gran part del seu temps volant i a l'aire lliure, de manera que estan molt més exposats a les partícules de ^{210}Pb presents a l'atmosfera. És per aquest motiu, que s'espera trobar majors concentracions de ^{210}Pb en les plomes de les aus adultes, ja que aquest radionúclid és present a l'atmosfera i pot quedar adsorbit en les plomes del falciot ja que aquest està en contacte directe amb l'aire quan vola. En canvi, els individus joves romanen en el niu fins que aprenen a volar, de manera que estaran menys exposats a les partícules de ^{210}Pb que podem trobar a l'atmosfera. Els resultats obtinguts ens mostren que en el cas de l'individu jove no hi ha presència de ^{210}Pb en cap de les plomes analitzades, degut possiblement al fet d'haver estat menys temps en contacte amb l'aire que els envolta. De manera que comparant els resultats es podria afirmar que el fet de volar fa que la concentració de ^{210}Pb en les plomes de les aus migratòries augmenti. *Dawue et al.* (2002) afirmaren que les plomes de les aus que nien són molt més joves i es troben menys exposades a les condicions atmosfèriques que les plomes dels adults. Per tant, s'espera que la contaminació externa de les plomes dels joves sigui molt més baixa que en les plomes dels adults. Els resultats obtinguts en el present estudi concorden amb l'afirmació realitzada per *Dawue et al.* (2002).

També es pot afirmar que el ^{210}Pb no es distribueix uniformament en una ploma primària de falciot comú. On s'acumula una major quantitat de ^{210}Pb és a l'hemibandera externa de la ploma, seguit de l'hemibandera interna i finalment en el raquis (veure *Figura 5.2*). El fet que explica que s'acumuli una major concentració de ^{210}Pb en les hemibanderes és degut a que aquestes estructures de les plomes tenen una major àrea d'exposició que el raquis. L'hemibandera externa de la ploma tot i tenir una àrea d'exposició menor que l'hemibandera interna, és la que entra amb major contacte amb l'aire al volar i és per aquest motiu que té la capacitat d'acumular una major quantitat de ^{210}Pb en la seva superfície.

Si es comparen els nivells de ^{210}Pb detectats entre les plomes primàries i les secundàries, s'observa que la concentració de ^{210}Pb és superior en les reteres primàries, ja que aquestes es troben amb més contacte amb l'aire al volar. En les plomes secundàries, els nivells de ^{210}Pb es troben per sota dels límits de detecció. Aquest fet podria explicar-se si es té en compte que quan els ocells tenen les ales plegades, les plomes secundàries queden més protegides que les primàries, de manera que no tindran tant de contacte amb l'aire. No obstant, cal destacar que l'ocell amb el qual s'ha treballat per a realitzar aquest treball passa moltes hores volant i quasi no està mai parat amb les ales tancades.

Alhora d'interpretar els resultats de quantitat total de ^{210}Pb s'han de tenir en compte tots els factors que poden influir en el grau de contaminació externa, com són per exemple l'edat de la ploma i

l'època que muda les plomes l'espècie en qüestió. En el falciot comú la muda comença al voltant del mes d'agost abans de la migració i finalitza en els quaters d'hivernada [Ginn i Melville, 1983].

No s'han trobat dades publicades sobre l'activitat de ^{210}Pb en plomes d'individus adults ni en joves d'*Apus apus* ni en cap altre espècie d'au. És per aquest motiu, que no s'ha pogut comparar els resultats obtinguts experimentalment amb altres resultats obtinguts en altres estudis. Detectant aquesta manca de dades amb les quals comparar els resultats obtinguts estem d'acord amb Jones et al. (2003), qui afirmà que existeix una manca de dades sobre radionúclids naturals presents en els ecosistemes terrestres.



CAPÍTOL 6. DISCUSSIÓ.

6.1. Mecanismes d'acumulació de ^{210}Pb en aus

En general la presència de radionúclids com el ^{210}Pb i el ^{210}Po a l'atmosfera es deu a la continua emanació de ^{222}Rn provinent de l'escorça terrestre cap a l'atmosfera. Tanmateix, hi ha fonts antropogèniques de ^{210}Pb i ^{210}Po associades per exemple als fosfats dels fertilitzants, a les centrals elèctriques que cremen combustibles fòssils, a la producció de plom, a la fabricació de ciment [Moore et al., 1976]. És important destacar que el ^{210}Pb genera ^{210}Po , i per tant en molts dels estudis realitzats on s'estudia l'acumulació de ^{210}Pb també es poden detectar elevades concentracions de ^{210}Po (p.e. Skwarzec i Fabisiak, 2007).

Per tal de determinar quin és el mecanisme d'acumulació de ^{210}Pb en les aus cal considerar totes les possibles entrades d'aquest radionúclid al organisme. Segons Gwynn et al. (2010) existeixen tres possibles vies d'incorporació de ^{210}Pb en ocells: incorporació durant la formació de la ploma, deposició directa de l'atmosfera o via l'oli secretat per la glàndula uropigial.

Incorporació de ^{210}Pb durant la formació de la ploma.

L'alimentació és un element clau durant la formació de la ploma. El fet de que es pugui incorporar ^{210}Pb a través de l'alimentació podria estar relacionat amb la incorporació de Pb estable (^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb , ^{204}Pb) a través de la ingestió. El ^{206}Pb , ^{207}Pb i ^{208}Pb són productes finals de les cadenes de desintegració del ^{238}U , ^{235}U i ^{232}Th , respectivament, mentre que el ^{204}Pb és l'únic que no té origen radiogènic. El plom estable, és força abundant a l'escorça terrestre, i per tant present en totes les parts del medi ambient, incloent la biosfera. Hi ha una varietat de fonts antropogèniques: i) transformacions industrials; ii) combustió de combustibles fòssils; iii) ús d'insecticides que contenen plom i iv) antigament l'ús d'additius de plom en la gasolina [Bunzl et al., 1979].

Segons Cardiel et al. (2010) les aus poden estar letalment exposades al plom a través de la ingestió d'aquest element, per exemple si ingereixen sòl contaminant a causa de les activitats derivades de la mineria o la fosa [Beyer et al., 2000], pintures amb plom [Sileo i Fefer, 1987] o ploms de pesca [Birkhead, 1983]. La ingestió és doncs, una forma d'acumulació de plom en el cos de les aus. Durant la formació de la ploma, que pot durar varies setmanes, el plom es diposita en les proteïnes de la matriu i per tant proporciona una integració proporcional de l'exposició al plom i els nivells circulants de la sang durant el període de creixement de les plomes [Burger et al., 2009; Finkelstein et al., 2010].

Si la presència de ^{210}Pb fos deguda a la incorporació durant la formació de la ploma s'hauria de veure una quantitat de ^{210}Pb similar en totes les plomes, i en el cas de les mostres analitzades en el present

projecte les mostres tenen quantitats de ^{210}Pb diferents. És per aquest motiu, que es pot afirmar que la presència de ^{210}Pb en les plomes de les aus no és deguda a la incorporació durant la formació de la ploma.

Deposició directa de l'atmosfera.

Considerant que el flux de ^{210}Pb en el Mediterrani és de $80 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ [Garcia-Orellana et al., 2006] i una ploma primària d'*Apus apus* té unes dimensions aproximades de $9.52\cdot 10^{-4} \text{ m}^2$ (6.8 cm x 1.4 cm) i tenint en compte una vida d'un any, implicaria que la concentració en una ploma per deposició atmosfèrica hauria de ser de $9.901\cdot 10^{-7} \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (tenint en compte el pes promig de les plomes analitzades = 0.013 g). Aquest és un valor molt inferior als valors de ^{210}Pb mesurats en les plomes d'*Apus apus*. Per tant, la deposició directe de ^{210}Pb sobre les ales tampoc seria el mecanisme que explicaria l'acumulació de ^{210}Pb en les plomes dels individus adults analitzats d'*Apus apus*.

Oli secretat per la glàndula uropigial⁹.

Segons *Pilastro et al.* (1993) la contaminació externa en un organisme pot dependre també de l'absorció intestinal del metall que es troba en el menjar i excreció d'aquest a través de la glàndula uropigial. Aquest procés pot donar lloc a la contaminació de les plomes pel metall en qüestió. En les aus marines, la glàndula salina també pot jugar un paper important en quan a l'extracció de plom. També pot donar-se a causa d'ingerir un aliment directament contaminant amb el metall en qüestió. Segons els resultats de l'estudi elaborat per *Pilastro et al.* (1993), sembla ser que els metalls que s'ingereixen per aquesta via no van a parar a les plomes, de manera que no sembla ser un mecanisme important de contaminació. A través de l'afirmació feta per *Pilastro et al.* (1993), es podria també descartar el paper de la glàndula uropigial en l'acumulació de ^{210}Pb en les aus. La contaminació amb oli procedent de la glàndula uropigial podria jugar un paper important en quan a la contaminació externa causada per compostos organoclorats, aquests són compostos lipofílics i tenen la capacitat d'acumular-se en elevades concentracions en les secrecions olioses [Yamashita et al., 2007].

Així doncs, cap de les tres possibles vies d'entrada de radionúclids en animals proposades per *Gwynn et al.* (2010) seria l'explicació de les altes concentracions de ^{210}Pb en plomes d'*Apus apus*.

⁹ Glàndula situada prop de la base de la cua de quasi totes les aus, formada per dues parts simètriques. Secreta un oli que les aus utilitzen per a la neteja i impermeabilització del seu plomatge. Una au transmetrà aquest oli a les seves plomes [[http://es.wikipedia.org/wiki/Glàndula_uropígea](http://es.wikipedia.org/wiki/Gl%C3%A0ndula_urop%C3%ADgea)].

Adsorció a les plomes de ^{210}Pb present a l'atmosfera

Garcia-Orellana et al. (2006) analitzà mostres de deposicions humides amb diverses quantitats de pols del Sàhara en mostres recollides a l'estació de La Castanya - Montseny durant un període de 15 anys. El rang de ^{210}Pb detectat en les mostres és força ampli i oscil·la entre 390 i 9700 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ amb mostres amb un contingut de pols emesa d'entre 5550 i 75 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$. El valor mitjà de concentració de ^{210}Pb present en la pols del Sàhara és de $4200\pm 1500 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Les partícules fines d'aerosols transportades pels corrents d'aire des del desert del Sàhara fins a la zona de la Mediterrània arrosseguen el ^{210}Pb present a l'atmosfera provinent de la desintegració del ^{222}Rn , incrementant significativament la seva concentració amb ^{210}Pb en els aerosols, fet que provoca un increment del flux atmosfèric de ^{210}Pb . En canvi en el cas de les plomes d'*Apus apus*, les concentracions de ^{210}Pb oscil·len entre 43 i 1065 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. En aquest cas la concentració mitjana de ^{210}Pb en les plomes remeres i de la cua d'individus d'*Apus apus* adults és de $586 \pm 43 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ i en l'individu jove no hi ha presència de radioactivitat. Tot i que el procés d'escombrat de ^{210}Pb de l'atmosfera és el mateix per les plomes que per la pols del Sàhara, la concentració en pols és significativament més alta. La diferència de concentracions entre el ^{210}Pb present a les plomes i a la pols pot ser deguda al fet de que la superfície específica de contacte amb l'atmosfera és menor en el cas de la ploma que la pols del Sàhara.

Així doncs, l'acumulació de ^{210}Pb en les ales d'ocells migratoris és l'adsorció del ^{210}Pb present a l'aire. Com que la principal via d'acumulació de ^{210}Pb a la ploma de l'ocell és doncs per contacte directe amb l'aire que l'envolta, les concentracions es relacionen amb l'edat de la ploma i no amb l'edat de l'individu. En les plomes que muden primer hi haurà una menor concentració de ^{210}Pb .

El motiu que explica el potencial ús de les aus com a bioindicadors de la contaminació atmosfèrica, per exemple després de produir-se un accident nuclear, és el mateix mecanisme ja que els ocells al volar poden arrossegar la radioactivitat artificial emesa en l'atmosfera després de produir-se l'accident. Són varis els estudis que han utilitzat les aus com a bioindicadors de la contaminació atmosfèrica després d'accidents o catàstrofes (p.e.: *Navarro et al.* (1998).

6.2. Avaluació dels nivells de radioactivitat en les aus

Alhora d'avaluar els nivells de radioactivitat en les aus és molt important tenir en compte el moment en el qual l'au muda les seves plomes, ja que segons *Wilhm* (1970) durant la muda les aus poden perdre la meitat dels radionúclids absorbits i adsorbits. *Struminska-Parulska1 et al.* (2011) afirmaren

en el seu estudi que la muda és un procés important que influeix en el contingut de radionúclids en les aus.

En quan a les concentracions de radionúclids presents en els ocells, també s'ha de tenir en compte que segons *Krumholz* (1954) s'observen diferències importants entre les concentracions de radionúclids entre ocells que migren i ocells que sempre resideixen en el mateix indret. Aquesta afirmació confirmaria la hipòtesi plantejada inicialment, és a dir, que els ocells migratoris en volar acumulen majors concentracions de radioactivitat en les seves ales.

Al llarg dels anys s'han realitzat diversos estudis en els quals s'estudien els nivells de radioactivitat que reben els organismes vius provinents ja sigui de fonts naturals o artificials de radioactivitat.

Gwynn et al. (2010) estudiaren mostres de muscle i plomes de tres espècies diferents d'aus marines (*Rissa tridactyla*, *Alle alle* i *Somateria mollissima*) de l'Àrtic amb la finalitat de determinar si existeix relació entre l'activitat de ^{210}Po en el muscle i les plomes de cadascuna de l'au. També es varen determinar els nivells de ^{210}Pb en les plomes, les plomes varen ser separades en 3 segments (raquis i dues parts més iguals). En les plomes analitzades es varen detectar concentracions de ^{210}Pb força elevades compreses entre 1.14 ± 0.53 i 254.4 ± 28.9 Bq·kg⁻¹ (p.s.). Els nivells més elevats de ^{210}Pb varen trobar-se en la part superior de la ploma i els nivells més baixos en el raquis. Aquests resultats concorden amb els trobats per nosaltres, on vàrem detectar nivells baixos en el raquis i majors en les hemibanderes. Tot i que en el nostre cas, s'han obtingut valors superiors a 1000 Bq·kg⁻¹ (p.s.). El motiu principal que explica aquesta diferència és que els ocells de l'Àrtic no són espècies migratòries i pel fet de que a l'Àrtic les concentracions de radó i per tant de ^{210}Pb a l'atmosfera són molt poc significatius. Això implica que la disponibilitat de ^{210}Pb a l'atmosfera sigui baixa i per tant la concentració d'aquest element en les plomes dels individus analitzats és i baixa.

Entre els diversos estudis que s'han fet amb l'objectiu d'avaluar els nivells de radioactivitat en aus trobem un estudi realitzat per *Navarro et al.* (1998) a la Comunitat Valenciana on es varen mesurar els nivells de radioactivitat presents en aus migratòries vuit anys després de l'accident de Txernòbil (1986). En aquest estudi no es varen trobar diferències significatives en els nivells de contaminació entre individus de diferent sexe i edat. L'activitat mitjana de ^{137}Cs fou de 64 ± 6 Bq·kg⁻¹ (p.h.), la de ^{134}Cs de 26 ± 2 Bq·kg⁻¹ (p.h.) i la de ^{90}Sr de 2.2 ± 1.0 Bq·kg⁻¹ (p.h.). Resultats bastant baixos en comparació ens que s'han obtingut en el present estudi, tot i que cal destacar que en un cas s'estudia un radionúclid artificial (^{137}Cs) i en l'altre un de natural (^{210}Pb).

Skwarzec i Fabisiak (2007) també varen mesurar nivells de radioactivitat en diferents tipus d'aus marines ja siguin sedentàries, hivernants o migratòries del mar Bàltic. Ells mesuraren el ^{210}Po en

diferents teixits i òrgans; els resultats els indicaren que aquest no es distribueix uniformement en els òrgans i teixits de les aus marines. Les concentracions més elevades de ^{210}Po varen ser observades en les plomes (els valors van de $0.47 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (p.h.) a $5.70 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (p.h.)). El segon òrgan on hi hagué una major acumulació de ^{210}Po va ésser en el fetge. Aquestes concentracions de ^{210}Po baixes s'expliquen degut a que la concentració de ^{210}Po a l'atmosfera és molt baixa i per tant la seva acumulació en les plomes també és baixa. A diferència del ^{210}Pb en el cas del ^{210}Po , un aspecte important per a la seva acumulació en els òrgans i els teixits és l'anàlisi de la dieta i hàbitats d'alimentació. Així les aus marines que tenen una dieta més variada (crustacis, mol·luscs, peixos i plantes) acumularan majors nivells de radioactivitat en el seu organisme.

Marshall et al. (2010) mesuraren els nivells de radioactivitat artificial presents en diverses espècies d'aus en àrees d'especial protecció al nord-est d'Anglaterra. Es calcularen els nivells de radioactivitat presents en teixits i plomes d'ocells, sediments i vegetació. En la majoria de casos es detectaren nivells de ^{137}Cs en plomes d'aus molt baixos (p.e: $0.071 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) amb comparació a les concentracions de ^{210}Pb que nosaltres trobem en les plomes dels falciots comuns analitzats (valors compresos entre $43 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (p.s.) i $1064 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (p.s.)).

En un estudi elaborat per *Struminska - Parulska et al.* (2011) es calcularen els nivells de plutoni acumulats en les aus marines del nord de la costa del Mar Bàltic. Les conclusions que extretes foren que la bioacumulació del plutoni depèn de la concentració en l'aliment però també de la concentració de plutoni present en l'ambient. Les concentracions de plutoni trobades decreixen el següent ordre: fetge, viseres, plomes, esquelet, pell i múscles.

També s'ha portat a terme una recerca sobre altres estudis que han analitzat els nivells de radioactivitat en altres tipus d'organismes diferents a les aus. Per exemple en un estudi realitzat per *Beresford et al.* (2008) es presenten els resultats sobre l'exposició d'organismes terrestres d'Anglaterra i Gal·les a radionúclids naturals, específicament al ^{40}K i radionúclids de la sèrie del ^{238}U i ^{232}Th . En aquest estudi però només es donen dades de l'activitat de ^{210}Pb en herba silvestre ($3.89 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$), en pins ($0.10 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) i en el conjunt de mamífers ($0.43 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$). En l'espècie d'ocell analitzada s'hi detecten nivells molt baixos de tots els radionúclids analitzats en l'estudi.

Carvalho (2011) mesurà activitats de ^{210}Pb i ^{210}Po en diversos teixits d'organismes marins recol·lectats al llarg de la costa portuguesa per tal de determinar nivells interns de radioactivitat. Entre els valors de les diverses concentracions de ^{210}Po hi havia 5 ordres de magnitud, de $0.5 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ en les meduses (2.8 ± 0.2) fins a $(2.8 \pm 0.2) \times 10^4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ en la paret intestinal de la sardina comuna). Com han assenyalat diversos autors, la concentració ^{210}Po en alguns teixits poden originar altes dosis de radiació, inusual per als estàndards humans, però probablement no és inusual en els mamífers

marins (Carvalho, 2011). En l'estudi elaborat per Carvalho (2011), en els organismes que ocupen els nivells tròfics superiors (carnívors, depredadors) apareixen concentracions més baixes que en els organismes herbívors planctívors (productors primaris).

The background of the page is a light blue gradient with a pattern of small, grey, stylized birds in flight, scattered across the entire area. The birds are depicted in various orientations, suggesting movement and flight.

CAPÍTOL 7. CONCLUSIONS I PROPOSTES FUTURES DE TREBALL.

7.1. Conclusions

Aquest treball mostra com les plomes d'ocell actuen com a filtradors d'aire i per tant acumulen ^{210}Pb present a l'atmosfera provinent de la desintegració del ^{222}Rn . Les concentracions de ^{210}Pb oscil·len entre 43 i $1065 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, amb una concentració mitjana de $586 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Els nivells més elevats de ^{210}Pb en els individus analitzats es troben en les plomes primàries de les ales, ja que aquestes són les plomes que estan amb un major contacte amb l'aire quan volen. De manera que les partícules de ^{210}Pb presents a l'atmosfera són arrossegades per les ales de les aus i queden adsorbides a les plomes. En les plomes secundàries no es detecten nivells de ^{210}Pb , això pot ser degut al fet que les plomes secundàries queden tapades per les primàries. Quan les ales estan tancades, les secundàries queden tapades per les primàries, aquest motiu també explica uns nivells de ^{210}Pb menors. La principal conclusió que és pot extreure és que el ^{210}Pb no és distribueix homogèniament entre i dins les plomes, aquest radionúclid s'acumula principalment en les plomes primàries i en les rectrius dels individus adults d'*Apus apus* i dins la ploma, la major concentració s'observa a l'hemibandera externa.

Una altra de les conclusions extretes és que els individus adults d'*Apus apus* acumulen majors concentracions de ^{210}Pb en les seves plomes que els individus joves. Això és degut a que l'individu jove analitzat no ha tingut temps de realitzar cap vol migratori cap a les àrees d'hivernada d'Àfrica, de manera que haurà estat menys exposats a les partícules de ^{210}Pb presents en l'atmosfera. Com que no ha realitzat cap vol de gran distància no ha tingut la capacitat d'adsorbir tantes partícules de ^{210}Pb . Com que els individus adults han realitzat vols migratoris, han acumulat majors concentracions del radionúclid estudiat en el present projecte.

El fet de detectar ^{210}Pb només en les plomes primàries de l'ala i que les plomes secundàries no en tinguin implica que la incorporació de ^{210}Pb a l'ocell és via deposició atmosfèrica i no via dieta. Aquesta afirmació està també corroborada pel fet de que la concentració de ^{210}Pb en el raquis de la ploma també és molt baixa.

En el nostre cas la seqüència de la muda no està correlacionada amb la concentració de ^{210}Pb a les plomes, ja que en *Apus apus* la muda de les remeres primàries es realitza de forma descendent, és a dir, començant per les més internes i cap a les més externes. Si estès correlacionada la major concentració de ^{210}Pb hauria de ser en les que muden més tard.

7.2. Propostes futures de treball

Les diferents propostes futures de treball són les exposades a continuació:

1. Una de les propostes futures de treball d'aquest estudi és el fet d'analitzar mostres d'ala d'ocell de la mateixa espècie per estudiar la variabilitat entre diferents ocells. També caldria estudiar espècies diferents per veure si, tal i com es va plantejar en els objectius, els resultats d'acumulació de ^{210}Pb entre diferents tipus d'ocells hauria de ser variable segons les activitats de cada espècie d'ocells (migradors, sedentaris...). Tanmateix, la dificultat d'aconseguir les plomes d'aus mortes no ha permès estendre el treball a altres tipus d'espècies que no fos *Apus apus*. La dificultat en l'obtenció de les mostres ha estat deguda al fet de necessitar saber la data exacte de la mort de l'ocell per a tal de realitzar la correcta correcció en els càlculs realitzats.
2. Per a realitzar el present estudi s'han utilitzat plomes de les ales i rectrius dels diferents individus, però *Seco Pon et al.* (2011) trobà que en algunes ocasions en les plomes del pit hi havia concentracions superiors dels metalls analitzats que en les plomes primàries. Per tant, potser seria útil comprovar en futurs estudis, si realment el ^{210}Pb s'acumula en major o menor concentració en les plomes del pit. També hi ha un estudi fet per *Dauwe et al.* (2002) on exposen que les plomes de la cua d'alguns passeriformes (*Parus major* i *Parus caeruleus*) també són adequades per estudis de biomonitorització. I a més a més, es donen compte de que les plomes externes de la cua poden reflectir la càrrega corporal de cadmi i plom (dos dels elements no essencials) ja que les concentracions en les rectrius estaven correlacionades amb les concentracions de teixits interns importants com el fetge, ronyons i múscle.
3. A l'hora d'interpretar els resultats també cal tenir present que és important que totes les plomes analitzades siguin de la mateixa zona de l'ocell, ja que això permetrà assegurar nivells d'exposició al medi ambient similars. Si per exemple comparem plomes de la cua d'una espècie amb plomes primàries d'una altra espècie, no tindrem comparacions realistes, ja que les plomes de la cua i les primàries de l'ala poden tenir nivells d'exposició diferents. En el nostre projecte s'han analitzat plomes de diferent parts del cos per tal de poder determinar com es distribueix la radioactivitat en el cos de les aus.
4. Analitzar les 10 plomes primàries de l'ala per determinar si hi ha existència d'algun patró d'acumulació i si hi ha correlació entre la muda i l'acumulació de ^{210}Pb en les aus.

5. L'anàlisi del ^{210}Pb i el ^{210}Po en ales d'ocells no migratoris permetria determinar el quocient $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ en aerosols en diverses zones continentals i determinar així la fracció de cada radionúclid present a l'atmosfera.
6. Estudiar en detall el possible impacte radiològic del ^{210}Pb i el ^{210}Po en les aus, estudiant si pot existir algun mecanisme d'entrada d'aquest dos radionúclids en l'organisme degut a l'acumulació d'ambdós radionúclids en les plomes.
7. Estudiar el contingut de Pb i Po en aus no migratòries de zones localitzades (voltors, mussols, etc.) que puguin proporcionar relacions isotòpiques del Pb i Po i altres contaminants presents a l'atmosfera.



BIBLIOGRAFIA.

ARTICLES CIENTÍFICS:

Altmeyer, M., Dittmann, J., Dmowski, K., Wagner, G. i Müller, P. (1991). Distribution of elements in flight feathers of a white-tailed eagle. *The Science of the Total Environment*, 105, 157-164.

Baeza, A., Del Rio, M., Mird, C., Paniagua, J.M., Moreno, A. i Navarro, E. (1988). Radiocesium concentration in migratory birds wintering in Spain after the Chernobyl accident. *Health Phys* 55, 863-867.

Becker, P. H. (2003). *Bioindicators and biomonitors - Biomonitoring with birds*. Elsevier Science Ltd.

Benninger, L.K., Aller, R.C., Cochran, J.K. i Turekian, K.K. (1976). Lead-210 Geochronology of contemporary near-shore sediments: Status and problems transactions (abstract), *Eos Trans. AGU*, 57(12), 931-932.

Benoit, G. i Rozan, T.F. (2001). Pb-210 and Cs-137 dating methods in lakes: A retrospective study, *J. Paleolimnol.* 25, 455-465.

Beresford, N.A., Barnett, C.L., Jones, D.G., Wood, M.D., Appleton, J.D., Breward, N i Copplestone, D. (2008a). Background exposure rates of terrestrial wildlife in England and Wales. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 1430-1439.

Beresford, N.A., Barnett, C.L., Howard, B.J., Scott, W.A., Brown, J.E., Copplestone, D. (2008b). Derivation of transfer parameters for use within the ERICA Tool and the default concentration ratios for terrestrial biota. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 1393-1407.

Brown, J.E., Gjelsvik, R., Roosb, P., Kålås, J.A., Outola, I. i Holm, E. (2010). Levels and transfer of ^{210}Po and ^{210}Pb in Nordic terrestrial ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* 102, 430-437.

Bunce, R.G.H., Barr, C.J. i Whittaker, H.A. (1981). An Integrated System of Land Classification. Annual Report Institute of Terrestrial Ecology, pp. 28-33.

Bunzl, K., Kracke, W. i Kreuzer, W. (1979). Stable lead, ^{210}Pb and ^{210}Po in the liver and kidneys of cattle. II. Animals from an area near an abandoned lead mine. *Fd. Cosmet. Toxicol.* Vol. 18. Pp 133 to 137.

Burger, J. (1993). Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. *Rev. Environ. Toxicol.* 5, 203-311.

Burger, J. (1995). Heavy metal and selenium levels in feathers of herring gulls (*Larus argentatus*): differences due to year, gender, and age at Captree, Long Island. *Environ. Monit. Assess.* 38, 37-50.

Burger, J. i Gochfeld, M. (1996). Biomonitoring of heavy metals in the Pacific Basin using avian feathers. *Environ. Toxicol. Chem.* 14 (7), 1233-1239.

Burger, J., Gochfeld, M., Jeitner, C., Burke, S., Volz, C.D., Snigaroff, R., Snigaroff, D., Shukla, T. i Shukla, S. (2009). Mercury and other metals in eggs and feathers of glaucous-winged gulls (*Larus glaucescens*) in the Aleutians. *Environ. Monit. Assess.* 152, 179–194.

Burrough, P.A. (1986). Principles of Geographical Information System for Land Resources Assessment. Monographs on Soil and Resources Survey No. 12 Oxford University Press, Oxford.

Cardiel, I., E., Taggart, M.A. i Mateo, R., 2010. Using Pb–Al ratios to discriminate between internal and external deposition of Pb in feathers. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 911-917.

Carvalho, F.P. (2011). Polonium (^{210}Po) and lead (^{210}Pb) in marine organisms and their transfer in marine food chains. *Journal of Environmental Radioactivity* 102; 462-472.

Cooke, A.S. (1973). Shell thinning in avian eggs by environmental pollutants. *Environ. Pollut.* 4, 85-150.

Copplestone, D., Johnson, M.S. i Jones, S.R. (2000). Radionuclide behaviour and transport in a coniferous woodland ecosystem: the distribution of radionuclides in soil and leaf litter. *Water Air Soil Pollut* 122, 389–404.

Dauwe, T., Bervoets, L., Ellen, L., Pinxten, R., Blust, R. i Eens, M. (2002). Great and blue tit feathers as biomonitors for heavy metal pollution. *Ecological Indicators* 1, 227–234.

Dauwe, T., Bervoets, L., Pinxten, R., Blust, R. i Eens, M. (2003). Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: effects of molt and external contamination. *Environmental Pollution* 124, 429-436.

Dauwe, T., Jaspers, V., Covaci, A., Schepens, P., Eens, M. (2005). Feathers as a nondestructive biomonitor for persistent organic pollutants. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 442–9.

Dobson, S. (1981). Auswirkungen chlorierter Kohlenwasserstoffe auf Physiologie und Verhalten bei Tauben im Experiment. *Okol. V6gel* 3, 39-42.

El-Daoushy, F. (1988a). A summary of the lead-210 cycle in nature and related applications in Scandinavia. *Environmental International* 14, 305-319.

El-Daoushy, F. (1988b). The Pb-210 global cycle: dating and tracing applications. In: Garcia-Leon, M., Madurga, G. (Eds.), First International Summer School on “Low-Level Measurements and Their Applications to Environmental Radioactivity”, La Rabida, Huelva, Spain, September 27 October 10, 1987. World Scientific, (Singapore), 224 pp.

Elliot, J.E., Scheuhammer, A.M., Leighton, F.A. i Pearce, P.A. (1992). Heavy metal and metallothionein concentrations in Atlantic Canadian seabirds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 22, 63-73.

Eeva, T. i Lehtikoinen, E. (1996). Growth and mortality of nestling great tits (*Parus major*) and pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in a heavy metal pollution gradient. *Oecologia* 108, 631–639.

Eeva, T. i Lehtikoinen, E. (2000). Recovery of breeding success in wild birds. *Nature* 403, 851–852.

Esselink, H., van der Geld, F.M., Jager, L.P., Posthuma-Trupie, G.A., Zoun, P.E.F. i Baars, A.J. (1995). Biomonitoring heavy metals using the Barn Owl (*Tyto alba guttata*): sources of variation especially relating to body condition. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 28, 471–486.

Finkelstein, M.E., George, D., Scherbinski, S., Gwiazda, R., Johnson, M., Burnett, J., Brandt, J., Lawrey, S., Pessier, A.P., Clark, M., Wynne, J., Grantham, J., i Smith, D.R. (2010). Feather lead concentrations and $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ ratios reveal lead exposure history of California Condors (*Gymnogyps californianus*). *Environ. Sci. Technol.* 44, 2639–2647.

Fränze, O. (1999). Ökosystemare Toxikologie aus der Sicht des Ökologen. In: Oehlmann, J., Markert, B. (Eds), *Ökotoxikologie*. Ecomed, Landsberg, pp. 23–48.

Fränze, O. (2003). Bioindicators and biomonitors – Bioindicators and environmental stress assessment. Amsterdam: Elsevier.

Fry, D.M. (1995). Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environ. Health Persp.* 103, 165–171.

Furness, R.W. i Camphuysen, Kees, (C.J.). (1997). Seabirds and monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science* 54, 726–737.

García-Orellana, J. Sánchez-Caberza, J.A., Masqué, P., Àvila, Costa, E., Loýe-Pilot, M.D. and Bruach-Menchén, J.M. (2006). Atmospheric fluxes of ^{210}Pb to the western Mediterranean Sea and the Saharan dust influence. *Journal of Geophysical Research*. VOL. 111, D15305, doi:10.1029/2005JD006660.

Gochfeld, M., Burger, J. (1996). Effects of lead on growth and feeding behavior of young Common Terns (*Sterna hirundo*). *Archives Environm. Contam. Toxic.* 17, 513–517.

Grasman, K.A., Seanlon, P.F., Fox, G.A. (1998). Reproductive and physiological effects of environmental contaminants in fish-eating birds of the Great Lakes: a review of historical trends. *Environ. Monit. Assessment* 53, 117–145.

Gwynn, J., Holm, E., Zaborska, A. i Gäfvert, T. (2010). Hair and feathers as indicator of internal contamination of ^{210}Po and ^{210}Pb . Final Report from the NKS-B HAIRPOL activity (Contract: AFT/B(08)9). Pag 16–23.

Hahn, E., Hahn, K. i Stoepler, M. (1993). Bird feathers as bioindicators in areas of the German Environmental Specimen Bank- bioaccumulation of mercury in food chains and exogenous deposition

of atmospheric pollution with lead and cadmium. *The Science of the Total Environment*, 139/140, 259-270.

Haila, Y. (1985). Birds as a tool in reserve planning. *Ornis Fennica* 62, 96–100.

Hanson, W.C. i Watson, D.G. (1960). Radioactive contamination in wildlife. Report HW-65500. In: Hanford Biology Research Annual Report for 1959. USAEC, Hanford Atomic Products Operation, General Electric Co.

Hill, C.R. (1960). Lead-210 and polonium-210 in grass. *Nature* 187, 211-212.

Honda, K., Nasu, T. i Tatsukawa, R. (1986). Seasonal changes in mercury accumulation in the Black-eared Kite, *Milvus migrans lineatus*. *Environmental Pollution* 42, 325-334.

Hosseini, A., Thørring, H., Brown, J.E., Saxén, R., Ilus, E. (2008). Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems default concentrations ratios for aquatic biota in the ERICA Tool assessment. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 1408-1429.

Jaspers, V., Dauwe, T., Pinxten, R., Bervoets, L., Blust, R. i Eens, M. (2004). The importance of exogenous contamination on heavy metal levels in bird feathers. A field experiment with free-living great tits, *Parus major*. *J. Environ. Monitor.* 6, 356–360

Jaspers V.L.B., Voorspoels, S., Covaci, A. i Eens, M. (2006). Can predatory bird feathers be used as a non-destructive biomonitoring tool of organic pollutants?. *Biol Lett*; 2, 283–5.

Jaspers, V.L.B., Covaci, A., Van den Steen i E., Eens, M. (2007). Is external contamination with organic pollutants important for concentrations measured in bird feathers?. *Environment International* 33, 766–772.

Jaspers, V.L.B., Covaci, A., Deleu, P. i Eens, M. (2008). Concentrations in bird feathers reflect regional contamination with organic pollutants. *Science of Total Environment* 407 (4): 1447-51.

Jaworowsky, Z. S. (1963). Correlation between the concentrations of ^{210}Pb (Radium D) and ^{137}Cs in glacier ice. *Nukleonika* 8, 853.

Jaworowsky, Z. S. (1966.) Temporal and geographical distribution of Radium D (Lead-210). *Nature.Lond.* 212, 886.

Jones, S.R., Patton, D., Copplestone, D., Norris, S., O'Sullivan, P. (2003). Generic performance assessment for a deep repository for low and intermediate level waste in the UK – a case study in assessing radiological impacts on the natural environment. *J. Environ. Radioact.* 66, 89–119.

Kaste, J. M., Friedland, A. J., i Sturup, S. (2003). Using stable and radioactive isotopes to trace atmospherically deposited Pb in montane forest soils, *Environ. Sci. Technol.*, 37, 3560–3567.

- Keast, A. (1990). Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities. SPB Academic.
- Koide, M., Soutar, A. i Goldberg, E. D. (1972). Marine geochronology with Pb-210, Earth Planet. Sci. Lett., 14, 442–446.
- Krumholz, L.A. (1954). A Summary of Findings of the Ecological Survey of White Oak Creek, Roane County, Tennessee, 1950e1953, Tennessee Valley Authority, vol. III. USAEC, Oak Ridge, Tennessee. ORO-587.
- Kushlan, J.A. (1993). Colonial waterbirds as bioindicators of environmental change. Colonial Waterbirds 16, 223-251.
- Larsson, C.M. (2008). An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants. Journal of Environmental Radioactivity 99, 1364-1370.
- Lowe, VPW. (1991). Radionuclides and the birds at Ravenglass. Environ. Pollut. 91, 1-26.
- Markert, B., Breure, T. i Zechmeister, H. (2003). Bioindicators and biomonitors - principles, concepts and applications. Amsterdam: Elsevier.
- Marshall, K., Watson, S., McDonald, P., Copplestone, D. i Watts, J. (2010). Exposure of birds to radionuclides and other contaminants in Special Protection Areas (SPAs) in North-West England. Science of the Total Environment 408, 2567–2575.
- Monteiro, L.R. i Furness, R.W. (1995). Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. Water Air Soil Pollut 80: 851–870.
- Moore, H. E., Martell, E. A. i Poet, S. E. (1976). Sources of ^{210}Po in the atmosphere. Environ. Sci. Technol. 10, 586.
- Movalli, P.A. (1999). Heavy metal and other residues in feathers of laggar falcon *Falco biarmicus jugger* from six districts of Pakistan. Environmental Pollution 109, 267-275.
- Navarro, E., Roldán, C., Cervera, J., Ferrero, L. (1998). Radioactivity measurements on migrating birds (*Turdus philomelos*) captured in the Comunidad Valenciana (Spain). The Science of the Total Environment 209, 143-147
- Newton, I. i Wyllie, I. (1992). Recovery of a Sparrowhawk population in relation to declining pesticide contamination. J. Appl. Ecol. 29, 476--484.
- Newton, I., Wyllie, I., Asher i A. (1993). Long-term trends in organo-chlorine and mercury residues in some predatory birds in Britain. Environmental Pollution 79, 143-151.

Nozaki, Y., Tsubota, H., Kasemsupaya, V., Yashima, M. i Ikuta, N. (1991), Residence times of surface-water and particle-reactive Pb-210 and Po-210 in the East China and Yellow seas, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55, 1265–1272.

Padoa-Schioppa, E., Baietto, M., Massa, R., Bottoni i L. (2006). Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 6, 83–93.

Peakall, D. (1992). *Animal Biomarkers as Pollution Indicators*. Chapman and Hall, London.

Persson, B.R.R i Holm, E. (2011). Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review. *Journal of Environmental Radioactivity* 102, 420-429.

Petty, S.J. i Avery, M.I. (1990). *Forest Bird Communities*. Occasional Papers 26. Forestry Commission, Edimburgh.

Pilastro, A., Congiu, L., Tallandini, L. i Turchetto, M. (1993). The use of bird feathers for the monitoring of cadmium pollution. *Arch Environ Contam Toxicol*; 24: 355–8.

Preiss, N., M. A. Melieres, and M. Pourchet (1996), A compilation of data on lead 210 concentration in surface air and fluxes at the air-surface and water-sediment interfaces, *J. Geophys. Res.*, 101, 28, 847–28,862.

Rangarajan, C, Gopalakrishnan, S.S i Eapen, C.D. (1976). Global variation of lead-210 in surface air and precipitation. *Environmental Quarterly Health and Safety Laboratory report*, HASL-298, I63-I82.

Ruiz X. (1988). Song thrushes *Turdus philomelos* wintering in Spain as biological indicators of the Chernobyl accident. *Ornis Stand*; 19, 63-67.

Ryckman, D.P., Weseloh, D.V., Hamr, P., Fox, G.A., Collins, B., Ewins, P.J. i Norstrom, R.J. (1998). Spatial and temporal trends in organochlorine contamination and bill deformities in Double-crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*) from the Canadian Great Lakes. *Environ. Monit. Asses.* 53, 169-195.

Sagerup, K., Henriksen, E.O., Skorpning, A., Skaare, J.U. i Gabrielsen, G.W. (2000). Intensity of parasitic nematodes increases with organochlorine levels in the Glaucous Gull. *J. Appl. Ecol.* 37, 532-539.

Sanchez-Cabeza, J. A., Masqué, P., Martínez-Alonso, M., Mir, J. i Esteve, I. (1999). ^{210}Pb atmospheric flux and growth rates of a microbial mat from the northwestern Mediterranean Sea (Ebro River Delta), *Environ. Sci. Technol.*, 33, 3711 – 3715.

Seco Pon, J.P., Beltrame, O. i Marcovecchio, J. (2011). Trace metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn) in feathers of Black-browed Albatross *Thalassarche melanophrys* attending the Patagonian Shelf , *Marine Environmental Research* 72, 40-45.

Shotyk, W., Weiss, D., Heisterkamp, M., Cheburkin, A.K, Appleby, P.G. i Adams, F.C. (2002). New peat bog record of atmospheric lead pollution in Switzerland: Pb concentrations, enrichment factors, isotopic composition, and organolead species, *Environ. Sci. Technol.*, 33, 3893–3900.

Sibly, R.M., Newton, I. i Walker, C.H. (2000). Effects of dieldrin on population growth rates of Sparrowhawks 1963-1986. *J. Appl. Ecol.* 37, 540 - 546.

Silker, W.B. (1958). Strontium-90 Concentrations in the Hanford Environs. HW-55117. Hanford Atomic Products Operation, General Electric Co., Richland, Washington.

Skuterud, L., Gwynn, J.P., Gaare, E., Steinnes, E. i Hove, K. (2005). ^{90}Sr , ^{210}Po and ^{210}Pb in lichen and reindeer in Norway. *Journal of Environmental Radioactivity* 84, 441-456.

Skwarzec, B. i Fabisiak, J. (2007). Bioaccumulation of polonium ^{210}Po in marine birds. *Journal of Environmental Radioactivity* 93, 119-126.

Struminska-Parulska, D. I. , Skwarzec, B. i Fabisiak, J. (2011). Plutonium bioaccumulation in seabirds. *Journal of Environmental Radioactivity* 102, 1105-1111.

Thyen, S., Becker, P.H., Exo, K.M., Hälterlein, B., Hötker, H. i Südbeck, P. (2000). Bruterfolgsmonitoring bei Küstenvögeln im Wattenmeer 1996 und 1997. *Vogelwelt* 121, 269-280.

Tietz, A. i Weser, L. (2001). Wirkung schwacher magnetischer Felder auf Pflanzen. *Naturwiss. Rundsch.* 54, 354-358.

Wei, C. L. i Murray, J.W. (1994). The behavior of scavenged isotopes in marine anoxic environments: ^{210}Pb and ^{210}Po in the water column of the Black Sea, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 1795–1811.

Wilhm, J.L. (1970). Transfer of radionuclides between detritus and benthic macroinvertebrates in laboratory microecosystems. *Health Phys.* 18, 277-284.

Wiens, J.A. (1989). Landscape interactions, scaling and ecosystem dynamics. In: *Proceedings of the Fourth Annual Landscape Symposium*, Colorado State University.

Yamashita, R., Takada, H., Murakami, M., Fukuwaka, M. i Watanuki, Y. (2007). Evaluation of noninvasive approach for monitoring PCB Pollution of Seabirds Using Preen Gland Oil. *Environ Sci Technol* 41 (14): 4901–4906.

LLIBRES:

Boada, M. i Gómez, F.J., *Biodiversidad*, Rubes Editorial S.L., Barcelona, 2008.

Eisenbud, M. and Gesell, T. (1997). *Environmental Radioactivity. From Natural, Industrial, and Military Sources*. Quarta edició. Academic Press.

Ginn, H. B. y Melville, D. S. 1983. Moults in birds. BTO Guide nº 19. British Trust for Ornithology. Hertfordshire.

Junta Nacional de Anillamiento de Aves, 1981. Elementos básicos para estudios de muda en aves. Madrid, 1981.

Michael F. L'Annunziata. Radioactivity: introduction and history. Amsterdam: Elsevier, 2007.

Ortega, X. i Jorba, J.(1994). Radiaciones ionizantes: Utilización y riesgos. Segona edició. Edicions UPC.

Pinilla, J. (coord.). Manual para el anillamiento científico de aves. SEO/BirdLife y DGCN-MIMAM. Madrid, 2000.

TESIS:

Garcia Orellana, Jordi. Distribució i transferència de ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ i ^{210}Pb al mar Mediterrani: la conca Alguero - Balear. Directors: Joan Albert Sanchez Cabeza i Pere Masqué Barri . Universitat Autònoma de Barcelona, 2004.

PÀGINES WEB:

- *Anillamiento.net*: www.anillamiento.net/javierblasco/img/277_Apus_apus.pdf (Consulta: 09/07/12)
- *ARKive*: www.arkive.org/common-swift/apus-apus (Consulta: 02/07/12 - 04/07/12)
- *Aus*: sites.google.com/a/xtec.cat/aus/les-plomes (Consulta: 10/07/12)
- *BirdLife International*: www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=1776 (Consulta: 18/07/12)
- *Biblioteca Digital*: bibliotecadigital.ilce.edu.mx/sites/ciencia/volumen3/ciencia3/138/htm/dominio.Htm (consulta: 28/06/12)
- *Commonswift.org*: www.commonswift.org/swift_english.html (Consulta: 2/07/12 - 5/07/12)
- *InterNatura*: internatura.org/estudios/migracio.html (Consulta: 05/07/12)
- *Institut Català d'Ornitologia*: www.ornitologia.org (Consulta: 29/06/12)
- *IUCN Red List*: www.iucnredlist.org (Consulta: 03/07/12)
- *Pajaricos*: www.pajaricos.es (Consulta: 18/07/12)
- *SEO/BirdLife*: ww.migraciondeaves.org (Consulta: 05/07/12)



ANNEX

1. PROCEDIMENT D'ANÀLISI: DIGESTIÓ A VAS OBERT

Els passos detallats per a realitzar el procediment d'anàlisi de les mostres és l'explicat a continuació:

1. Tarar el vas de precipitats i anotar el valor de la tara. Utilitzar la balança de precisió per a realitzar aquesta operació.
2. Tallar les plomes de l'ocell i posar-les dins el vas de precipitats tarat anteriorment. El número de plomes utilitzades dependrà de l'espècie d'au que considerem. En alguns casos s'ha separat el raquis de la barba, i en altres s'ha posat tot junt.
3. Pesar les plomes amb la balança de precisió i anotar el valor.
4. Un cop tenim la mostra dins del vas de precipitats, afegir-hi un imant.
5. Tot seguit afegir àcid nítric (HNO_3) i àcid clorhídric (HCl) concentrats en el vas de precipitats fins a submergir la mostra.
6. També cal preparar un blanc.
7. Afegir $50 \mu\text{l}$ del traçador amb la micropipeta, en el nostre cas el traçador és el ^{209}Po .
8. Tapar el vas de precipitats amb un vidre de rellotge.
9. Un cop preparades les diferents mostres seguint aquest procediment, col·locar els vasos de precipitats a homogeneïtzar fins que la mostra s'hagi digerit. Al cap d'una estona remenar-ho amb una cullereta. El que passarà és que l'àcid nítric i el clorhídric reaccionaran.
10. Quan hagi passat el temps necessari per a que es realitzi la digestió, filtrar les mostres. Per a la filtració cal utilitzar un embut i paper de filtre. Per evitar que els imants caiguin en els embuts, podem posar un imant al cul del vas. Netejar el paper de filtre i el vas de precipitats amb HCl 1M.
11. Un cop filtrades totes les mostres, deixar-les evaporar posant-les a la placa calefactora. Les mostres no poden arribar a bullir.
12. Un cop finalitzada l'evaporació, afegir 1mL d' HCl concentrat a cada una de les mostres i tornar-les a evaporar. Repetir aquest procediment 3 vegades.
13. Un cop evaporades, afegir entre 3 i 4 dits d' HCl 1M per poder submergir-hi posteriorment els discs de plata. L'addició d'aquest àcid clorhídric concentrat farà que tots els nitrats de la mostra s'eliminïn. Només volem els clorurs. Els nitrats danyen els discs de plata i no ens deixarien veure correctament els pics de plom.
14. Agafar un disc de plata per cada un dels vasos i fer-hi un forat en una punta amb el martell. Netejar la banda no lacada del disc amb etanol. Fer passar un tros de fil de pescar pel forat que hem fet anteriorment. Abans de submergir els discs amb l'àcid afegir una petita quantitat d'àcid ascòrbic per tal d'eliminar el ferro de la mostra. Un cop realitzat aquest procediment podem submergir cada un dels discs de plata en el seu vas. Enganxar amb celo

el fil de pescar en el vas per tal de que els discs s'aguantin i tapar-los amb un vidre de rellotge.

15. Posteriorment posar tots els vasos de precipitats sobre la placa calefactors i agitadora a 80°C . Deixar-ho com a mínim 6 hores. Després cal deixar assecar els discs de plata.

16. Un cop els discs estiguin secs, podrem etiquetar-los i posar-los dins d'un sobre. En el sobre cal posar-hi el codi de la mostra i la data del dia que hem posat els discs a fer la sedimentació.

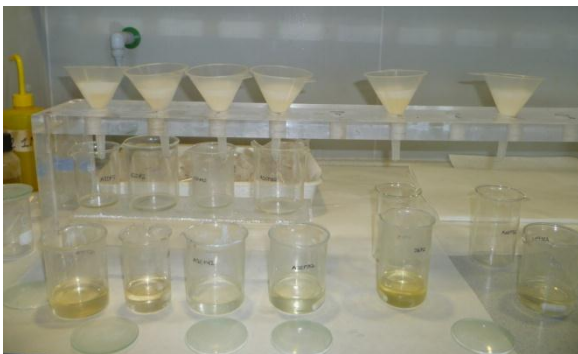
17. Les mostres estaran llistes per a posar a comptar en el detector.



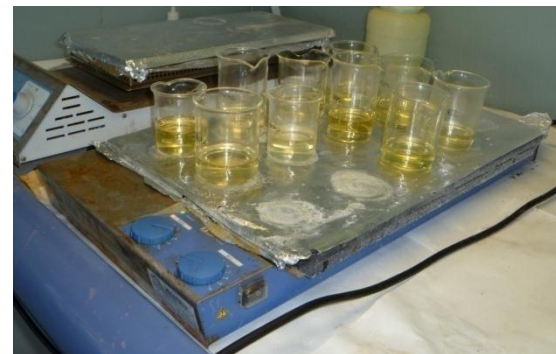
Plomes d'*Apus apus* tallades i posades dins el vas de precipitats apunt per pesar.



Les mostres digerint-se amb HNO_3 i HCl .



Filtració de les mostres digerides.



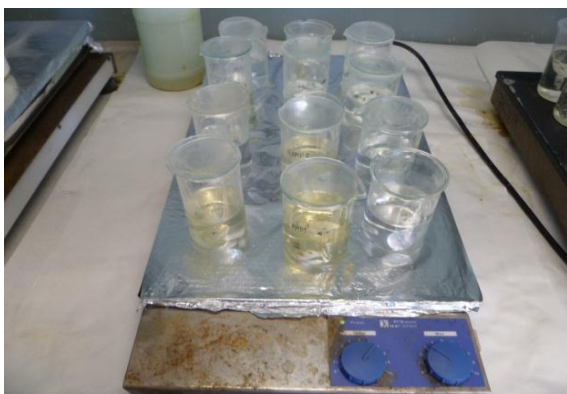
Mostres evaporant-se a la placa calefactors.



Mostres evaporades.



Mostres amb HCl 1M evaporant-se.



Mostres amb els discs de plata a la placa calefactors.



Disc de plata assecant-se.

2. MATERIAL, EQUIPS I SOLUCIONS

El **material** utilitzat és el següent:

- Vasos de precipitats de vidre
- Vidres de rellotge
- Embuts de plàstic
- Paper de filtre
- Discs de plata
- Celo i fil de pescar
- Imants
- Àcid ascòrbic
- Plomes *Apus apus*

Els **equipaments** utilitzats són:

- Balança de precisió
- Espectròmetre alfa ORTEC
- Placa calefactors
- Placa agitadora

Els dos **reactius** utilitzats són:

- Àcid nítric (HNO_3)
- Àcid clorhídric (HCl)

Les **dilucions** utilitzades s

- Poloni – 209 (^{209}Po)

3. PLANIFICACIÓ

	ABRIL		MAIG		JUNY		JULIOL		AGOST		SETEMBRE
	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-31	1-15
Recerca d'informació i consulta d'articles científics											
Redacció dels objectius generals i específics											
Recollida de les mostres											
Redacció de la introducció											
Redacció del capítol aus											
Treball al laboratori											
Redacció dels resultats obtinguts											
Redacció de la discussió											
Redacció de les conclusions											
Propostes futures de treball											
Realització del resum-article científic											
Entrega i exposició del projecte											