

Dinámica de los nutrientes (N, P, S y Zn) del residuo aviar compostado en el suelo y los cultivos

*Tesis para optar al título de Doctora de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencias Agropecuarias*

Mónica Beatriz Tysko

Ingeniera Agrónoma – FAUBA - 1996

Lugar de trabajo: Universidad Nacional de Luján-Dpto. Ciencias Básicas.

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos
Aires



COMITÉ CONSEJERO

Directora de tesis:

Mónica B. Rodríguez

Ingeniera Agrónoma (FAUBA).

MSci. en Ciencia del Suelo (EPG-FAUBA)

Doctora en Ciencias Biológicas (FCEyN-UBA)

Co-director de tesis:

Flavio H. Gutiérrez Boem

Ingeniero Agrónomo (FAUBA).

MSci. en Ciencia del Suelo (EPG-FAUBA)

Doctor of Philosophy (University of Kentucky)

Declaración

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en el caso en que se identifiquen explícitamente las contribuciones de otros investigadores), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en esta u otra institución.

Ing. Ag. Mónica Tysko

Dedicatoria

A mis padres que fueron los responsables de que haya llegado hasta aquí y a mis abuelos que sembraron en mí, la pasión por esta profesión.

Agradecimientos

A Mónica mi directora, por confiar en mí y comprometerse con este proyecto, guiarme y apoyarme durante el transcurso de la tesis y a Flavio por su generosidad a la hora de brindarme sus conocimientos y codirigirme.

A Fernando por su colaboración en todos estos años de trabajo.

A Tato por su don de gente, permitirme realizar los ensayos de campo en su establecimiento; agradezco su ayuda, interés y compromiso y a Lucia que en su ausencia me permitió continuar en el campo hasta terminar mi tesis.

A Marcelo por proveerme del residuo y colaborar en la recolección del mismo.

A Analía quien me mostró por primera vez el camino hacia el uso sustentable de los recursos naturales.

A María Dolores quien me formó y acompañó en los aspectos metodológicos y analíticos de esta tesis.

A Andrés por su colaboración en el análisis de Zn de todas las muestras de esta tesis.

A Emma y Jorge los decanos de Ciencias Básicas de la UNLu que me facilitaron el camino para que pudiera cumplir este faraónico proyecto.

A Cecilia, Mónica, Oscar P, Carolina, José, Oscar Z, compañeros de las asignaturas en las que soy docente, por su comprensión y apoyo durante estos años.

A Belén C y Belén B, Claudia, Víctor, Gustavo y Esteban, personal técnico del Laboratorio central de la UNLu, que colaboraron en el día a día durante la etapa experimental de laboratorio.

A Juan, José, Micaela, Emiliano, Gonzalo y Lucia que me acompañaron en el seguimiento de los ensayos a campo y laboratorio.

A mis hermanos Silvia y Rodolfo y a Ignacio que me ayudaron a resolver los inconvenientes tecnológicos que se presentaron durante la escritura de la tesis.

A mis sobrinos Agustín por su acompañamiento y a Camila por su orientación y asistencia en la escritura de la tesis.

A mis queridos amigos Graciela, Andrea y Norberto, por estar siempre.

INDICE GENERAL

Agradecimientos	iii
INDICE GENERAL	iv
INDICE DE CUADROS	vi
INDICE DE FIGURAS	ix
ABREVIATURAS	xii
RESUMEN	xiii
ABSTRACT	xiv
CAPITULO 1	4
INTRODUCCIÓN GENERAL, OBJETIVOS E HIPÓTESIS	4
1.1 MARCO CONCEPTUAL Y ANTECEDENTES DEL TEMA	4
1.2 OBJETIVOS E HIPÓTESIS	13
1.3 ESQUEMA GENERAL DE LA TESIS	16
CAPÍTULO 2	17
MATERIALES Y MÉTODOS GENERALES	18
EXPERIMENTO 1	19
EXPERIMENTO 2	20
EXPERIMENTO 3	21
EXPERIMENTO 4	22
CAPÍTULO 3	25
CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL RESIDUO AVIAR COMPOSTADO. ¡Error!	
Marcador no definido.	
3.1 INTRODUCCIÓN	¡Error! Marcador no definido.
3.2 OBJETIVO E HIPÓTESIS	29
3.3 MATERIALES Y MÉTODOS	30
3.4 RESULTADOS	35
3.5 DISCUSIÓN	¡Error! Marcador no definido.
3.6 CONCLUSIONES Y CONTRASTE DE HIPÓTESIS	50
CAPÍTULO 4	53
DISPONIBILIDAD DE N, S, P y Zn EN UN SUELO FERTILIZADO CON RAC:	
EFFECTO PRIMING	53
4.1 INTRODUCCIÓN	53
4.2 OBJETIVO E HIPÓTESIS	55
4.3 MATERIALES Y MÉTODOS	56
4.4 RESULTADOS	63
4.4.1 NITRÓGENO	64
4.4.2 FÓSFORO	68
4.4.3 AZUFRE	71
4.4.4 CINC	74

4.4.5 ACTIVIDAD MICROBIANA - EMISIÓN DE CO ₂	76
4.5 DISCUSIÓN	78
4.5.1 NITRÓGENO.....	78
4.5.2 FÓSFORO.....	81
4.5.3 AZUFRE.....	83
4.5.4 CINC	85
4.6 CONCLUSIÓN Y CONTRASTE DE HIPÓTESIS.....	86
CAPÍTULO 5	88
ABSORCIÓN DE N, P, S Y Zn EN CULTIVOS FERTILIZADOS CON RAC	88
5.1 INTRODUCCIÓN.....	88
5.2 OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	90
5.3 MATERIALES Y MÉTODOS	92
5.4 RESULTADOS	98
5.4.1 TRIGO.....	98
5.4.2 MAÍZ.....	108
5.5 DISCUSIÓN	118
5.5.1 TRIGO.....	118
5.5.2 MAÍZ	124
5.6 CONCLUSIONES CONTRASTE DE HIPÓTESIS.....	131
CAPÍTULO 6	135
EFFECTO DE APLICACIONES SUCESIVAS DE RAC EN EL SUELO Y SOBRE UNA SECUENCIA DE CULTIVOS	135
6.1 INTRODUCCIÓN.....	135
6.2 OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	136
6.3 MATERIALES Y MÉTODOS	137
6.4 RESULTADOS	142
6.5 CONCLUSIÓN Y CONTRASTE DE HIPOTESIS.....	163
CAPÍTULO 7	166
CONCLUSIONES GENERALES.....	166
7.1 DISCUSIÓN GENERAL.....	166
7.2 APORTES ORIGINALES AL CONOCIMIENTO CIENTÍFICO Y SU RELEVANCIA..	176
7.3 POSIBLES APLICACIONES DE LOS RESULTADOS DE ESTA TESIS.....	179
7.4 DERIVACIONES DE ESTA TESIS PARA INVESTIGACIONES FUTURAS	180
7.5 CONSIDERACIONES FINALES	181
BIBLIOGRAFIA	182

INDICE DE CUADROS

Cuadro 2.1: Variedad o híbrido, fechas de siembra y cosecha, y densidad de siembra de los cultivos utilizados en los ensayos	23
Cuadro 3.1: Determinaciones y métodos analíticos empleados en la caracterización del RAC	31
Cuadro 3.2: Composición química de los RAC utilizados, expresado como contenidos totales de cada elemento (.CE: conductividad eléctrica, COT carbono orgánico total, NT nitrógeno total, C:N : relación carbono nitrógeno, PT: fósforo total), ST: azufre total; ZnT: Zn total y CaT: calcio total.)	36
Cuadro 3.3: Contenido de formas nitrogenadas y sulfatadas solubles en los RAC expresadas en mg kg ⁻¹ y como porcentaje del contenido total de los respectivos nutrientes.	36
Cuadro 3.4: Distintas fracciones de P que componen el P total contenido en los RAC. PiHCO ₃ y PoHCO ₃ (fracción inorgánica y orgánica lábil), PiNaOH y PoNaOH (fracción inorgánica y orgánica moderadamente lábil), PiHCl y PoHCl (fracción no lábil). PRES:(fracción residual P ocluido)	37
Cuadro 3.5: Contenido de todas las fracciones de Zn presentes en los RAC. ZnLAB (Cinclábil),ZnMO(Zn asociado a la materia orgánica),ZnOxMn (Zn asociado a óxidos de Mn); ZnOxFE Zn adsorbido sobre óxidos de Fe cristalinos y amorfos.	38
Cuadro 3.6: Relaciones estequiométricas entre los nutrientes estudiados en los RACs, cultivos y suelo.	38
Cuadro 4.1: Determinaciones y métodos empleados en la caracterización del suelo bajo ensayo.....	58
Cuadro 4.2: Caracterización general del suelo y el RAC utilizado en la incubación.	63
Cuadro 4.3: Contenidos iniciales y finales de N-nitratos (N -NO ₃ ⁻ⁱ (t:=0)y N -NO ₃ ^{-f} (t:170)) y N- amoniacal (N-NH ₄ ⁺ i y N-NH ₄ ⁺ f) (mg kg ⁻¹). Valores promedio y desvíos estándar.	64
Cuadro 4.4: Comparación de la variación en el contenido de N-nitratos (N -NO ₃ ⁻ⁱ y..... N -NO ₃ ^{-f}) y N- amoniacal (N-NH ₄ ⁺ i y N-NH ₄ ⁺ f) (mg kg ⁻¹) para las temperaturas de incubación 18°C y 30°C. El símbolo Δ significa diferencia entre el contenido inicial y final de N en cada compuesto, los valores positivos son incrementos y los negativos son disminuciones de los valores medidos al inicio de la incubación.	65
Cuadro 4.5: Variación de P extractable para los tratamientos y temperaturas de incubación. Δ P: Diferencia entre la concentración de P _{BRAY} al inicio y fin de la incubación. Cada valor de la tabla representa el valor promedio de tres repeticiones (n=3) y su desvío estándar (DS).....	69
Cuadro 4.6: Valor de P _{BRAY} en las tres últimas fechas de medición (105, 140 y 170 días) y valor p de la comparación de las dos temperaturas (18°C y 30°C) dentro de cada tratamiento (SU, SR y R). Valores p<0,05 indican diferencias significativas entre tratamientos.....	70
Cuadro 4.7: Valor de P _{BRAY} en las tres últimas fechas de medición para SR y SU+R y valor p de la comparación entre los tratamientos para cada temperatura. SR (suelo con RAC), SU+R (suma de valores obtenidos del promedio ponderado de SU solo y R solo). Valores de p < 0,05 indican diferencias significativas entre tratamientos.....	70
Cuadro 5.1: Datos analíticos iniciales del suelo y el RAC utilizado en el ensayo de trigo. COT: carbono orgánico total; CE conductividad eléctrica. NT: nitrógeno total. PT: fósforo total; ST: azufre total. ZnT: Zn total.....	93

Cuadro 5.2: Datos analíticos iniciales del suelo y el RAC utilizado en el ensayo de maíz. COT: carbono orgánico total; CE conductividad eléctrica. NT: nitrógeno total. PT: fósforo total; ST: azufre total. ZnT: Zn total.....	93
Cuadro 5.3: Tratamientos aplicados al trigo. C: control; RAC-N: residuo aviar compostado (alta dosis); RAC-P: residuo aviar compostado (baja dosis).....	96
Cuadro 5.4: Tratamientos aplicados al maíz. C: control; RAC-N: residuo aviar compostado (alta dosis); RAC-P: residuo aviar compostado (baja dosis).....	96
Cuadro 5.5: Componentes del rendimiento, biomasa aérea acumulada en antesis y rastrojo e IC del cultivo de trigo para cada tratamiento Letras diferentes indican diferencia estadísticamente significativa entre tratamientos (*) $p < 0.05$ y (**) $p < 0.1$	101
Cuadro 5.6: Concentración de N en la biomasa de trigo en antesis y a madurez fisiológica (NGRANO y NRASTROJO) e índice de cosecha de N (ICN) en los distintos tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$).....	102
Cuadro 5.7: Concentración de P en la biomasa de trigo en antesis (Conc PANTESIS), en el grano (ConcPGRANO) y en el rastrojo (Conc PRASTROJO) e índice de cosecha de P en los distintos tratamientos. Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos.....	104
Cuadro 5.8: Concentración de S en la biomasa de trigo en antesis (Conc SANTESIS), en el grano (ConcSGRANO) y en el rastrojo (Conc SRASTROJO) e índice de cosecha de S (ICS) en los distintos tratamientos. Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$)	106
Cuadro 5.9: Concentración de Zn en la biomasa de trigo en antesis (ConcZnANTESIS), en el grano (ConcZnGRANO) y en el rastrojo (Conc ZnRASTROJO) e índice de cosecha de Zn en los distintos tratamientos. Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos($p < 0,05$).	107
Cuadro 5.10: Relación estequiométrica de los nutrientes estudiados en el grano trigo para los distintos tratamientos.....	¡Error! Marcador no definido.
Cuadro 5.11: Principales componentes del rendimiento, biomasa del rastrojo (BARASTROJO) y biomasa en prefloración (BAPREF) e índice de cosecha (IC) en los distintos tratamientos. Letras diferentes indican diferencia estadísticamente significativa entre tratamientos ($p < 0,05$ y (*) $p < 0,1$).	110
Cuadro 5.12: Concentración de N en la biomasa de maíz en prefloración (NPREFLORACION), en el grano (ConcNGRANO) y en el rastrojo a madurez fisiológica e índice de cosecha de N en los distintos tratamientos. Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos para $p < 0,05$, para las variables seguidas del símbolo (*) $p < 0,10$	112
Cuadro 5.13: Coeficiente de correlación de Pearson y valor p para las variables: dosis de N en RAC, N absorbido a madurez fisiológica (NABS) y biomasa aérea total (BAT)	n.s:no significativo; * $p < 0,05$ ** $p < 0,01$ *** $p < 0,0001$
Cuadro 5.14: Concentración de P en la biomasa de maíz en prefloración (PPREFLORACION), en el grano (ConcPGRANO) y en el rastrojo a madurez fisiológica (ConcPRASTROJO) e índice de cosecha de P (ICP)en los distintos tratamientos.	114
Cuadro 5.15: Concentración de S en la biomasa de maíz en prefloración (Conc SPREFLORACION), en el grano (ConcSGRANO) y en el rastrojo (Conc SRASTROJO) e índice de cosecha de S en los distintos tratamientos. Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos para $p < 0,05$	116

Cuadro 5.16: Zn absorbido en prefloración (ZnPREFLORACION), Zn en el grano (ZnGRANO) Zn acumulado en el rastrojo (ZnRASTROJO), Zn absorbido total (ZnTOTAL) y Zn removilizado de la planta al grano para los tratamientos: Control (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).....	116
Cuadro 5.17: Concentración de Zn en la biomasa de maíz en prefloración (Conc ZnPREFLORACION), en el grano (ConcZnGRANO) y en el rastrojo (Conc ZnRASTROJO) e índice de cosecha de Zn en los distintos tratamientos. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.	117
Cuadro 5.18: Relación estequiométrica entre los nutrientes estudiados determinados en el grano de maíz para los distintos tratamientos.	¡Error! Marcador no definido.
Cuadro 5.19: Coeficientes de correlación de Pearson para N absorbido (NTOTAL) y P absorbido (PTOTAL). *** $p < 0,001$	119
Cuadro 6.1: Tratamientos aplicados en los distintos cultivos de la rotación. C: control; RAC-N: residuo aviar compostado en alta dosis; RAC-P: residuo aviar compostado en baja dosis.	119
Cuadro 6.2: Análisis de varianza factorial para evaluar efectos de la aplicación de RAC sobre el rendimiento del cultivo de maíz. Los factores considerados fueron: N° de aplicaciones (cantidad de aplicaciones de RAC al suelo previo a la siembra del cultivo de maíz con dos niveles (una y tres aplicaciones), Tratamiento con tres niveles (C, RAC-P y RAC-N) y la interacción N° de aplicaciones*tratamiento.	144
Cuadro 6.3: Contenido de NTOTAL en el suelo al final de cada cultivo de la rotación. Letras diferentes en las columnas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,1$).....	144
Cuadro 6.4: Componentes del balance de N y mineralización aparente del suelo en kg ha^{-1} , para cada tratamiento en trigo, soja 2° y maíz. NAPL (N-NO_3^- aplicado), NSUE (N-Nitratos a la siembra), NFB (N proveniente de fijación biológica), NRES (N suelo a madurez fisiológica del cultivo) y NABS (N absorbido por el cultivo). Letras diferentes en las columnas indican diferencias entre los tratamientos para cada variable medida ($p < 0,05$).....	145
Cuadro 6.5: Análisis de varianza factorial para evaluar efectos de la aplicación de RAC sobre la absorción de N. Los factores considerados fueron: N° de aplicaciones de RAC al suelo RAC previo a la siembra del cultivo de maíz con dos niveles (una y tres aplicaciones), Tratamiento (C, RAC-P y RAC-N) y la interacción entre N° de aplicaciones * tratamiento.....	147
Cuadro 6.6: Balance de P al final de cada cultivo y balance acumulado del P total (kg ha^{-1}) en el suelo para la secuencia de cultivos luego de la aplicación de RAC-N y RAC-P. PAPL (P total aplicado), PEXP (P exportado en el grano), Balance (PAPL-PEXP).....	148
Cuadro 6.7: Contenido de P extractable en el suelo (P_{BRAY}) en mg kg^{-1} determinado en madurez fisiológica de cada cultivo de la rotación. Letras diferentes indican en diferencias entre tratamientos $p < 0,05$	148
Cuadro 6.8: Contenido de S total (ST) en g kg^{-1} y S en sulfato (SUL) en mg kg^{-1} en el suelo al final de cada cultivo de la rotación.	149
Cuadro 6.9: Componentes del balance de S-Sulfatos y mineralización aparente del suelo en kg ha^{-1} para cada tratamiento en los cultivos de la rotación. SAPL (S aplicado), SSU (S-sulfatos a la siembra), SRES (S en el suelo a madurez fisiológica del cultivo), SABS (S absorbido).....	149

Cuadro 6.10: Contenido de Zn disponible (ZnDTPA) en el suelo determinado en madurez fisiológica de cada cultivo de la rotación.....	150
Cuadro 6.11: Variación de las distintas fracciones de Zn (mgkg ⁻¹) (Δ Zn: Concentración de Zn en cada fracción luego de la cosecha de maíz - concentración de Zn en la fracción previo a la siembra del trigo).....	151
Cuadro 6.12: Fraccionamiento del Zn total del suelo para cada tratamiento y cultivo: ZnLAB (Zn extraíble en intercambiable), ZnMO (Zn moderadamente lábil asociado a componentes de la MO), ZnOxMn (Zn asociado a óxidos de Mn, ZnOxFe (Zn poco lábil asociado a óxidos de Fe), ZnRES (fracción residual, Zn no lábil). Letras diferentes indican las diferencias significativas entre los tratamientos para cada cultivo ($p < 0,05$).	152
Cuadro 6.13: Balance acumulado del ZnTOTAL (kg ha ⁻¹) en el suelo para la secuencia de cultivos luego de la aplicación de distintas dosis de RAC. ZnAPL (Zn total aplicado), ZnEXP (Zn exportado en el grano), Balance (ZnAPL-ZnEXP); Error! Marcador no definido.	

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Esquema general de la tesis.....	17
Figura 2.2: Ensayo de incubación aeróbica (30° C). Tratamientos SU: Suelo solo, R: RAC y SR: Suelo con RAC	20
Figura 2.3: Ensayo de respirometría (30° C). Tratamientos B: Blanco SU: Suelo solo, R: RACy SR: Suelo con RAC	21
Figura 2.4: Vista en planta del establecimiento y localización del ensayo a campo. (Recuadro amarillo).	21
Figura 2.5: Imágenes de los cultivos (Experimento 4) A) Soja en estadio R1, B) Soja en estadio R6 C) Maíz en estadio V4 D) Trigo en macollaje.	23
Figura 3.1: Diagrama de flujo del fraccionamiento de P en distintas fracciones de acuerdo con su labilidad.	33
Figura 3.2: Diagrama de flujo del procedimiento de extracción secuencial de Zn en los RAC. El símbolo (*) como superíndice de la palabra “Sedimento” indica que después de cada extracción el sedimento fue enjuagado con H ₂ O deionizada, agitado durante 3 min. 35	
Figura 4.1: Evolución del N mineral (N-NO ₃ ⁻ + N-NH ₄ ⁺) en función del tiempo para suelo solo (SU) (A), suelo con RAC (SR) (B) y RAC solo (R) (C). Los símbolos llenos y líneas continuas representan los datos determinados en incubaciones a 30 °C y los símbolos vacíos y líneas punteadas los determinados en incubaciones a 18 °C. El gráfico C se realizó a una escala menor que A y B para permitir la mejor visualización de los datos. Los valores graficados surgen del promedio de 3 repeticiones.....	66
Figura 4.2: Comparación de la evolución del N mineral en tratamiento SR (línea y puntos rellenos) y la suma del promedio ponderado de R y S por separado. Líneas punteadas y símbolos vacíos indican incubaciones a 18 °C (A) y a 30 °C (B).....	67
Figura 4.3: Tasa de mineralización de N en tratamiento SR (línea continua) y SU (líneas punteadas) en incubaciones a 18 °C (A) y a 30 °C (B) Error! Marcador no definido.	
Figura 4.4: Concentración relativa de S-SO ₄ ²⁻ acumulado durante el periodo de incubación en el suelo solo (A), el suelo con RAC (B) y el RAC solo (C). Símbolos vacíos y línea punteada corresponden a incubaciones a 18°C, símbolos llenos y línea continua indican incubaciones a 30 °C.....	72

Figura 4.5: Evolución del S en tratamiento SR (línea continua) y la suma del promedio ponderado de R y S por separado (línea punteada) a 18 °C (A) y a 30 °C (B).....	73
Figura 4.6: Tasa de mineralización de S en el tratamiento SR (línea continua) y en SU (líneas punteadas) en incubaciones a 18 °C (A) y a 30 °C (B).....	74
Figura 4.7: Evolución del Zn ²⁺ disponible en el suelo (A), en el suelo con RAC (B) y en el RAC solo (C) en función del periodo de incubación. Las líneas punteadas con puntos vacíos representan los valores determinados en incubaciones a 18 °C y líneas continuas con puntos llenos, a las incubaciones a 30 °C. Cada punto representa el valor promedio de tres repeticiones y las barras verticales indican el desvío estándar respecto del valor promedio.	75
Figura 4.8: C-CO ₂ emitido en el suelo solo (A), suelo con RAC (B) y RAC solo (C) Las líneas punteadas y puntos vacíos, a incubaciones a 18 C y las líneas enteras y puntos llenos corresponden a incubaciones a 30 C.	78
Figura 5.1: Evapotranspiración, precipitaciones y balance hídrico del cultivo de trigo. Las letras indican los momentos de la siembra (S), antesis (A) y cosecha (C) del cultivo de trigo	99
Figura 5.2: Rendimiento y biomasa aérea total del cultivo a madurez fisiológica del trigo para los tratamientos control (C), RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras iguales indican diferencias significativas entre tratamientos para p>0,05.Las barras verticales sobre las columnas indican el desvío estándar del tratamiento.	100
Figura 5.3: N absorbido hasta antesis (NANTESIS), N en el grano (NGRANO), N en el rastrojo (NRASTROJO), N absorbido total (NTOTAL) y N removilizado de la planta al grano (NREMOVILIZADO) para los tratamientos: C (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos, líneas sobre las barras indican desvío estándar.	102
Figura 5.4: P absorbido hasta la antesis (PANTESIS), P en el grano (PGRANO) P acumulado en el rastrojo (PRASTROJO), P absorbido total P) y el P removilizado de la planta al grano (PREMOVILIZADO) para los tratamientos: Control (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos.....	104
Figura 5.5: S absorbido hasta la antesis (SANTESIS), S en el grano (SGRANO) S acumulado en el rastrojo (SRASTROJO), S absorbido total (STOTAL) para los tratamientos: Control (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos, líneas sobre las barras indican desvío estándar.	105
Figura 5.6: Zn absorbido hasta la antesis (ZnANTESIS), Zn en el grano (ZnGRANO) Zn en el rastrojo (ZnRASTROJO), Zn total absorbido (ZnTOTAL) para los tratamientos: Control (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos(p<0,05), líneas sobre las barras indican desvío estándar.	107
Figura 5.7: Evapotranspiración, precipitaciones y balance hídrico del cultivo de maíz. Las letras indican los momentos de la siembra (S), estadio VT (VT) y cosecha (C) del cultivo de maíz.	109
Figura 5.8: Biomasa aérea total y rendimiento del cultivo de maíz para los distintos tratamientos. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (p<0,10) entre tratamientos.....	110

- Figura 5.9:** N absorbido en prefloración (NPREFLORACION), N en el grano (NGRANO), N en el rastrojo (NRASTROJO), N absorbido total (NTOTAL) y N re movilizado de la planta al grano (NREMOVILIZADO) para los tratamientos: C (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$), líneas sobre las barras indican desvío estándar.111
- Figura 5.10:** P absorbido en prefloración (PPREFLORACION), P en el grano (PGRANO) P acumulado en el rastrojo (PRASTROJO), P absorbido total P (PTOTAL) y el P removilizado de la planta al grano (PREMOVILIZADO) para los tratamientos: Control (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$), líneas sobre las barras indican desvío estándar.114
- Figura 5.11:** S absorbido en prefloración (SPREFLORACION), S en el grano (SGRANO), S acumulado en el rastrojo (SRASTROJO), S absorbido total (STOTAL) y S absorbido postfloración (SPOSTF) y para los tratamientos: Control (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$), líneas sobre las barras indican desvío estándar.115
- Figura 5.12:** Azufre acumulado en el grano de maíz en función del N absorbido por el cultivo.....129
- Figura 6.1:** Rendimiento de los cultivos de la rotación para los tratamientos control (C), RAC-P (dosis baja) y RAC-N (dosis alta). Letras iguales indican diferencias significativas entre tratamientos para $p > 0,05$. Las barras verticales representan el desvío estándar respecto de la media de los tratamientos..... **¡Error! Marcador no definido.**
- Figura 6.2:** Rendimiento del cultivo de maíz luego de una única aplicación de RAC y cuando se aplicó RAC a cada uno de los cultivos antecesores de la rotación. Letras iguales indican diferencias estadísticas entre los tratamientos ($p < 0,05$).143
- Figura 6.3:** N absorbido por el maíz luego de una única aplicación de RAC y luego de aplicaciones acumuladas de RAC. Las barras sobre las columnas indican el desvío estándar y las letras muestran las diferencias entre los tratamientos en cada tipo de aplicación ($p < 0,05$).146
- Figura 6.4:** Relación entre el P extractable en el suelo (P_{BRAY} en $mg\ kg^{-1}$) en función del balance acumulado de P ($kg\ ha^{-1}$) para el control (línea punteada y símbolos vacíos) y los tratamientos con RAC (símbolos llenos y línea continua) Los símbolos representan el valor promedio de cuatro repeticiones.158

ABREVIATURAS

N	Nitrógeno
P	Fósforo
S	Azufre
Zn	Cinc
CP	Cama de pollo
CPC	Cama de pollo compostada
RAC	Residuo aviar compostado
TM	Tasa de mineralización
EP	Efecto priming
AM	Aves muertas
FI	Fertilizante inorgánico
C	Carbono
Pi	Fósforo inorgánico
Po	Fósforo orgánico
RA	Residuo aviar
PT	Fosforo total
NT	Nitrógeno total
ST	Azufre total
ZnT	Cinc total
Zn_{DTPA}	Cinc extractable
P_{BRAY}	P extractable
DMS	Diferencias mínimas significativas

RESUMEN

El reciclado agronómico sustentable del residuo aviar compostados (RAC) originado a partir de cama de pollo y aves muertas, requiere de información acerca de su efecto sobre el sistema suelo-planta, aspecto aún escasamente abordado. El objetivo de esta tesis fue estudiar la dinámica de N, P, S y Zn provenientes del RAC con referencia a su partición en el sistema suelo-planta y balance en el cultivo y la rotación. Se plantearon cuatro ensayos: dos en condiciones controladas en laboratorio, en los cuales se midió la disponibilidad de los nutrientes del RAC dosificado según los requerimientos de N y de P de los cultivos (RAC-N y RAC-P) en función del tiempo y la temperatura; y dos ensayos a campo donde se cuantificó la absorción de los nutrientes en trigo y maíz luego de una única aplicación de ambas dosis de RAC en el primero, y el efecto de sucesivas aplicaciones de RAC sobre el rendimiento y el balance de nutrientes en la rotación trigo-soja²°-maíz, en el segundo. Los resultados obtenidos en laboratorio permitieron por una parte, conocer detalladamente la composición nutricional del RAC (nutrientes totales y fracciones de P y Zn) y por otra, evidenciar la ocurrencia de efecto priming que explicó el incremento significativo en la disponibilidad de N, P, S y Zn en el suelo tratado con RAC. Los datos obtenidos a campo mostraron que una aplicación de la dosis de RAC-N, generó incrementos en la absorción y exportación de N, P y S en trigo y maíz con excedentes de N. En la rotación, la dosis de RAC-N produjo respuesta significativa en los rendimientos de los tres cultivos, siendo superior a la observada para RAC-P. En RAC-N se generó un aumento de N y S total del suelo y una mayor mineralización aparente de estos nutrientes en el trigo y en el maíz. Asimismo, el nivel de P en el suelo aumentó y el balance de este nutriente resultó positivo luego de la aplicación acumulada de RAC superando ampliamente el umbral crítico de los cultivos. El nivel de Zn absorbido no varió por efecto del RAC comprobándose que aplicaciones sucesivas no generaron contaminación del suelo ni toxicidad para los cultivos. Se propuso una metodología alternativa para calcular la dosis sustentable de RAC que permita aportar P al cultivo y elevar el nivel de P de suelos deficientes. Los datos generados permitieron avanzar en el conocimiento de los RAC como fuentes de nutrientes para los cultivos de grano y de sus efectos sobre la rotación; y proponer una metodología para determinar la dosis óptima sustentable que aporte los nutrientes necesarios sin generar excedentes ni deficiencias en el sistema.

Palabras clave: residuo aviar compostado, nitrógeno, fósforo, azufre, cinc, cultivos de grano, dosificación, balance de nutrientes.

ABSTRACT

The sustainable agronomic use of composted poultry waste (RAC) requires information about the effect on the soil-plant system for grain crops; which is very scarce, and developed for un-composted waste. The objective of this thesis was to study the dynamics of N, P, S and Zn from RAC with reference to its partition in the soil-plant system and balance in the cultivated soil. Two laboratory tests were proposed where the availability of nutrients was measured as a function of time and temperature under controlled conditions. In addition, two field trials were carried out where the absorption of nutrients in wheat and corn was determined in one of them after a single application of RAC and in the other the effect of successive applications of RAC on yield and balance of nutrients was studied in a wheat-soybean and corn rotation. The results of the first study under controlled conditions allowed to achieve an advance in knowledge of the nutritional composition of the RAC, quantifying the total nutrients and as well as different fractions of P and Zn that compose it. The second trial evidenced the occurrence of a priming effect that explains the greater availability of N, P, S and Zn with respect to the soil and RAC alone. In the wheat-soybean and corn rotation, RAC-N dose promoted significant yield response in the three crops, being higher than the one observed for RAC-P. Under RAC-N, an increase in total soil N and S and a higher apparent mineralization of those nutrients in wheat and corn. Also the soil P level increased and the P balance resulted positive after the RAC successive application thus increasing the crops critical range. Regarding Zn, it was observed that the absorption of Zn was not modified by the addition of RAC and it was found that the Zn content of the RAC after successive applications to crop rotation did not generate contamination problems or toxicity for the crops. Based on these data obtained, an alternative methodology is proposed to establish the RAC dosage that allows raising the level of P in a soil deficient in this nutrient. The data generated allowed to advance in the knowledge of the RACs as sources of nutrients for grain crops and their effects on the most widespread rotation of the Pampean prairie. Based on the information collected, it was possible to adjust the methodology to determine an optimal dose that meets the requirement of the crop without generating surpluses for the system.

Keywords: composted poultry waste, nitrogen, phosphorus, sulfur, zinc, grain crops, dosage, nutrient balance.

CAPITULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL, OBJETIVOS E HIPÓTESIS

1.1 MARCO CONCEPTUAL Y ANTECEDENTES DEL TEMA

El incremento en los rendimientos de los cultivos que se viene produciendo en las zonas agrícolas del mundo en combinación con la disminución de los niveles de fertilidad de los suelos, generaron la necesidad de reponer los nutrientes extraídos a través de la aplicación de fertilizantes. Existe abundante información publicada sobre la eficiencia agronómica de los fertilizantes en cultivos de granos basada en resultados de experimentos que, en su mayor parte, aplicaron fuentes inorgánicas de fertilizantes ya que son las más difundidas. Sin embargo, las fuentes orgánicas (FO) constituyen una alternativa valiosa para mejorar la fertilidad química y física de los suelos, la productividad y sustentabilidad de los sistemas productivos (Bulluck *et al.*, 2002; Herencia *et al.*, 2007). Es por ello, que existe un interés creciente respecto del uso y los efectos de dichas fuentes en los sistemas agrícolas como una alternativa al uso de los fertilizantes inorgánicos (FI) para restablecer el balance de nutrientes en los cultivos (García & González, 2010). El comportamiento de dichas fuentes en el sistema suelo-planta, su eficiencia agronómica a la hora de restituir los nutrientes al sistema suelo y sus potenciales efectos adversos sobre el agroecosistema han sido menos estudiadas (Edmeades, 2003; Adeli *et al.*, 2011.)

Entre las FO que están tomando relevancia recientemente se menciona el material proveniente de la producción aviar; sistema productivo de gran crecimiento en los últimos años, tanto a nivel nacional como mundial (FAO, 2013). En virtud de la concentración de animales en superficies reducidas que sucede como consecuencia de la intensificación de

los sistemas productivos avícolas, se producen elevadas cantidades de residuos (Rizzo *et al.*, 2013; Riera *et al.*, 2014). El tipo de residuo generado depende de los destinos productivos del animal, que en el caso de aves para carne pueden ser dos. El primer tipo es la cama de pollo (CP); residuo que se extrae de los galpones de cría cada vez que las aves son llevadas a faena. La CP está constituida por una capa de material aislante (cáscara de arroz, girasol o aserrín) que se coloca sobre el piso del galpón de cría, acondicionadores químicos que se aplican a la cama, estiércol de las aves, restos de alimento y plumas. En general, éstos no pasan por un proceso de saneamiento antes de ser utilizados como abonos. El otro tipo de residuo es el residuo aviar compostado (RAC) formado por capas sucesivas del residuo anterior (CP) y aves muertas (AM) durante la crianza que se composta en casilla de madera con piso impermeabilizado especialmente diseñadas para tal fin. Las AM son consecuencia normal del proceso productivo (sin riesgo sanitario). El compostaje es uno de los principales métodos utilizados y aceptado por las normas nacionales e internacionales para la disposición final de los residuos aviares y en particular las aves muertas (Ej: Reglamento (CE) N° 1069/2009).

Según información presentada por el Ministerio de Agroindustria (2019), se producen en el país aproximadamente 5.300.000 de tn de cama de pollo anuales y el volumen de mortandad representa entre el 4 al 7,5%. Los RAC, si bien constituyen una proporción menor respecto de la cantidad total de residuos generados en esta producción, es utilizado por los productores agrícolas solo o mezclado con CP aplicándose en cultivos anuales. Se considera que los residuos aviares poseen un alto valor agronómico por su aptitud para aportar nutrientes en formas orgánicas e inorgánicas al suelo y los cultivos, siendo su valor nutritivo superior al de otras excretas animales en razón de su concentración de proteínas y minerales (García Hernandez & Curbelo, 2008). El proceso de compostaje es

una de las alternativas más difundidas para garantizar una adecuada disposición final de estos residuos (Kelleher *et al.*, 2002; Turan, 2008) ya que se disminuyen los riesgos sanitarios de su aplicación al utilizarlos como abono, convirtiéndolo en un subproducto de la producción avícola.

Distintos autores mencionan que la aplicación de compost al suelo promueve mejoras de la fertilidad química del mismo así como, el almacenamiento de C orgánico que influye directamente sobre la estructura del suelo, la capacidad de intercambiar iones y la capacidad buffer (Bolan *et al.*, 2010; Delaune *et al.*, 2004; McGeehan, 2012; Scotti *et al.*, 2015; Diacono & Montemurro, 2010). El RAC, en comparación con los residuos frescos (cama de pollo), posee varias ventajas potenciales como la reducción de patógenos y viabilidad de las semillas de malezas, reducción del volumen y peso del estiércol, y aumento de la estabilidad y uniformidad del mismo (Eghball & Lesoing, 2000; Menalled *et al.*, 2004). Además, constituye una importante fuente y reserva de macro y micronutrientes siendo la cantidad y composición de los mismos variable según el material que lo originó.

La información referida al efecto de la aplicación de residuos orgánicos compostados sobre el rendimiento de los cultivos de grano es muy escasa, contradictoria y en general, enfocada a compost de residuos sólidos urbanos, estiércol bovino o de residuos vegetales. En nuestro país, existen antecedentes sobre el uso de compost de guano, sin embargo estos se refieren al uso de este compost como sustrato para plantas ornamentales o forestales (Barbaro *et al.*, 2013). Distintos autores mencionan que, la aplicación de CP a diferentes cultivos promovió mayores rendimientos que cuando se usaron fertilizantes inorgánicos aunque en algunos casos no se detectaron diferencias (Mitchell & Tu, 2006; Hirzel, 2007; Watts & Torbert, 2011; Jn-Baptiste *et al.*, 2013). Como resultado de un meta análisis, Lin *et al.* (2018) concluyeron que los beneficios de la aplicación de CP sobre los rendimientos

de los cultivos dependen del suelo y el manejo de los mismos. Estos autores han observado que la respuesta a la aplicación de CP es mayor cuando los suelos son ligeramente ácidos y de textura limosa y cuando son manejados con labranzas conservacionistas. Asimismo, mencionaron que las respuestas fueron mayores cuanto mayor fue la dosis y en aplicaciones sucesivas, en banda o superficiales observándose las mayores respuestas en leguminosas.

Un punto fundamental a considerar cuando se aplican residuos compostados al suelo es que el patrón de liberación de nutrientes biodisponibles difiere de los conocidos tanto para el suelo natural como el fertilizado con FI. Además, el aporte de nutrientes del RAC es desbalanceado respecto del suelo y la demanda de los cultivos (Passoni & Borin, 2009) si se lo compara con los FI. La relación estequiométrica entre carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) establecida en los suelos es estable, con valores relativos de 100:10:1:1 para C:N:P:S, a pesar de su alta diversidad biológica, complejidad estructural y heterogeneidad espacial (Cleveland & Liptzin, 2007). En cambio, las relaciones de estos elementos en el RAC son diferentes a las del suelo y al requerimiento de los principales cultivos agrícolas, razón por la cual se esperan variaciones en el tipo y tamaño de los destinos de estos nutrientes en el suelo. Este desbalance condiciona el criterio con el cual se determina la dosis de aplicación al cultivo ya que, si se calcula en base al requerimiento de N, es posible que se generen excedentes de P en el suelo. En cambio, si el cálculo se realiza en base al requerimiento de P, el cultivo puede sufrir deficiencias de N. Por ello, es preciso conocer estos patrones de liberación ya que inciden tanto en la eficiencia de aprovechamiento como en la generación de excedentes que constituyen riesgo ambiental por contaminación. Estos efectos podrían acentuarse en aplicaciones sucesivas en secuencias de cultivos (Eghball, 2002, He *et al.*, 2009, Komiyama *et al.*, 2014).

Dentro de los nutrientes contenidos en el RAC el N y el S se encuentran en su mayoría en forma orgánica y por lo tanto, solo disponibles para los cultivos previa mineralización en el suelo, proceso altamente dependiente de la temperatura (Cooperband *et al.*, 2002; Jiménez *et al.*, 2010). Además, los niveles de C y N en los RAC varían según la composición de la cama de cría de las aves y su alimentación, habiéndose informado valores entre 28 y 50% y 0,8 y 5% respectivamente, y relaciones C:N en los RAC entre 9,5:1 a 18,5:1 (Cooperband *et al.*, 2002; Preusch *et al.*, 2002). Estos residuos contienen una mayor proporción de N asociada a ácidos fúlvicos y húmicos, razón por la cual la tasa de liberación de N es moderada a lenta, reduciendo la cantidad de nitrato (NO_3^-) disponible para las plantas en comparación con los FI. Sin embargo, el nivel de N biodisponible total podría resultar mayor en el tiempo debido a la elevada concentración de N orgánico presente en su composición (Prasad, 2009; Cooperband *et al.*, 2002). Este efecto se vería acentuado durante los cultivos de verano en virtud del efecto de las mayores temperaturas sobre la actividad microbiana (Lee *et al.*, 2014). Sin embargo, la mayor disponibilidad de N produciría excedentes en el suelo durante periodos intercultivo estableciendo una desincronización entre demanda y oferta de nutrientes que podría generar riesgo de contaminación por lixiviación de nitrato y/o emisión de N_2O (Echeverría & García, 2014).

El aporte de P al suelo a partir de los RAC puede considerarse muy importante, ya que el contenido de P total en el compost se ubica en un rango de 0,04% a 4% y a diferencia del N y S se encuentra principalmente en formas inorgánicas de distinta labilidad. Por otra parte, la relación N:P de los RAC es 1,5:1 resultando menor que la relación N:P requerida por la mayoría de los cultivos (8:1) (Zhongqi & Zhang, 2014). La información disponible acerca del efecto de los RAC en el nivel de P biodisponible y el aprovechamiento por los cultivos es poco concluyente. En un estudio realizado donde se

midio la proporci3n de P isot3picamente intercambiable en 16 composts de distinto origen, se observ3 que el 71% del P se encontraba en forma inorg3nica y que entre el 75 y 87% de dicho P inorg3nico (Pi) resulto muy lentamente intercambiable y estuvo asociado al calcio (Frossard *et al.*, 2002). En cambio, otros autores informaron menores valores de P disponible para las plantas contenido en el compost (entre 20 y 40%) mientras que en el suelo la fracci3n de P disponible alcanz3 1% del P total (Stoffela & Kahn 2001). La cantidad de P disponible en el suelo es importante ya que la reposici3n del P depende casi exclusivamente del aporte realizado por la fertilizaci3n dado que es muy baja la contribuci3n proveniente de la mineralizaci3n del P org3nico en el suelo. Por otra parte, algunos autores, sugirieron que el compost de esti3rcol podr3a provocar aumento del P total del suelo en relaci3n al P soluble en agua, aunque los resultados no son concluyentes (Vadas *et al.*, 2004; Adler & Sikora, 2003). Warren & Fonteno (1993) informaron que la incorporaci3n de 20% de cama de pollo compostada en un suelo arenoso se correspondi3 con un aumento de P disponible y de los niveles de calcio, magnesio y potasio intercambiables. Estos resultados pueden ser atribuidos a interacciones competitivas por los sitios de sorci3n aportados por compuestos org3nicos solubles liberados a la soluci3n del suelo. Por otra parte, la formaci3n de complejos organo-met3licos luego de la incorporaci3n de los residuos puede inducir a la disoluci3n de estos compuestos que reducen el n3mero de sitios de sorci3n disponibles y alteran la qu3mica de la carga superficial (es decir, aumentan la carga superficial negativa) hasta el punto de que la sorci3n de P disminuye debido a la repulsi3n electrost3tica.(Goyne *et al.*, 2008). Preusch *et al.*, (2002) por el contrario, no detectaron diferencia en el nivel de P soluble en agua entre suelos a los que se les hab3a aplicado RAC y residuos aviares sin compostar. Por su parte, Tognetti *et al.* (2008) y Vourinen (2000) menciona que la disponibilidad de P y la mineralizaci3n de P org3nico del

suelo puede verse afectada cuando se incorporan residuos aviares con materiales ricos en C recalcitrante.

Los RAC también constituyen una fuente importante de S para las plantas. En la literatura se informa el efecto positivo de los fertilizantes azufrados sobre el rendimiento de distintos cultivos (Singer *et al.*, 2004; Salvagiotti *et al.*, 2008; Salvagiotti, 2009) aunque en general, se refiere al uso de fuentes inorgánicas. Como resultado de estudios en los cuales se aplicó compost al suelo, Chapman (1997) sugirió que la liberación y posterior inmovilización de S depende principalmente de la relación C:S del compost agregado y su capacidad de mineralización, así como del contenido inicial de S en el suelo. El efecto sobre la disponibilidad de S de la incorporación de residuos orgánicos compostados al suelo se encuentra en discusión. Mientras Lloyd (1994) afirmó que los estiércoles animales no serían una buena fuente de S disponible para las plantas, Franzluebbers (2001) detectó aumentos en el contenido de S total en el suelo por aplicación de CP. Asimismo, Föster *et al.* (2012) evidenciaron que la suma de S soluble en agua y S adsorbido resultó significativamente mayor en tratamientos con elevada cantidad de compost en comparación con otros abonos orgánicos sin compostar. Saviosi *et al.* (2006), mencionaron que la cantidad de S-SO_4^- acumulado por mineralización en suelos con aplicación de compost correlacionó positivamente con los contenidos iniciales de C, N y S orgánico de los suelos.

Además de N, S y P, los RAC aportan elevados contenidos de Zn debido a que este nutriente está incluido en la dieta de las aves. Las concentraciones de Zn en el compost varían entre 211 y 1650 ppm resultando entre 5 y 40 veces mayores que el promedio total de Zn en los suelos del mundo (55 ppm) (Alloway, 2008). Por lo tanto, la incorporación de RAC podría afectar la dinámica de este elemento en el suelo. Hsu *et al.* (2001) observaron que un 70% del contenido total de Zn en el compost se presentó acomplejado con la

fracción orgánica siendo el micronutriente con mejor biodisponibilidad aunque también el más susceptible a la acumulación en el suelo. Según Kuo *et al.* (2004) la incorporación de compost al suelo puede generar una disminución de la fracción de Zn intercambiable y un aumento de la fracción de Zn asociada a la materia orgánica. En cambio, Terzano *et al.* (2008) concluyeron que la enmienda con compost no influyó significativamente en la especiación de Zn y disponibilidad en el suelo como resultado de análisis de suelos derivados de diferentes procedimientos de extracción y el uso de análisis μ -XANES sobre la rizósfera de *Eruca ssp.* Por otra parte, Endale *et al.*, (2010), observaron que debido al uso de residuos aviares en ensayos de largo plazo en la producción de maíz, la acumulación de P y Zn alcanzó niveles excesivos en el suelo y podría presentar riesgos ambientales. También, Schomberg *et al.* (2009) observaron incrementos en el contenido de P y Zn predominantemente a una profundidad de 0 a 15 cm que superaron el 200%. Das *et al.* (2005) han reportado efectos antagónicos entre el Zn y el P que resultan en la disminución de la disponibilidad de ambos en el suelo cuando se encuentran en forma conjunta. En consecuencia, si la aplicación de estos abonos no se maneja adecuadamente puede generar pérdida de nutrientes a través de la superficie por escorrentía, erosión y lixiviación (Pote *et al.*, 1996).

Respecto de la eficiencia de aprovechamiento por los cultivos de grano de los nutrientes aportados por los residuos aviares (RA) se conoce que dependerá del nivel de nutrientes biodisponibles y de la sincronización con el patrón de absorción de dichos nutrientes por los cultivos. La eventual desincronización entre la oferta del suelo y la demanda del cultivo podría generar tanto deficiencias de nutrientes en los cultivos como excedentes de los niveles de nitrato, sulfato y fosfatos que podrían impactar negativamente en el ambiente. La información disponible acerca de la incidencia de los residuos aviares

sobre la absorción por los cultivos no es concluyente. Mientras, Blair *et al.* (2014) no observaron diferencias en el nivel de N y P absorbido por las plantas de soja ni en la calidad de las semillas por aplicación de RA en distintos estadios reproductivos, Cooperband *et al.* (2002) mencionaron mayores niveles de P y N absorbidos a la floración del maíz en parcelas con CP compostada respecto de CP y el control. Asimismo, Adeli *et al.* (2005), demostraron que la absorción de N en soja fue incrementada por la aplicación de CP estableciéndose correlación lineal con el rendimiento en granos. También observaron aumentos del P en biomasa y grano así como del rendimiento en función de la dosis de CP, aunque no se estableció correlación entre el P absorbido y el incremento en los rendimientos.

En el caso de la soja, se ha desaconsejado la aplicación de estiércol animal a este cultivo porque si bien provee un alto suministro de N que puede conducir a altas tasas de absorción de este nutriente, también reduciría la fijación de nitrógeno (Behling *et al.*, 2009). Sin embargo, en estudios realizados por Lory *et al.* (1992) se informó que la adición de estiércol a la alfalfa (*Medicago sativa L.*) no afectó la fijación de N₂. Gates & Muller (1979) mencionaron que la aplicación de fertilizantes que contienen N, P y S a la soja contribuyó a formar un mecanismo simbiótico más fuerte y una fijación más activa de N₂. Así, dado que la CP contiene N, P y S, sus aplicaciones a la soja podrían ser beneficiosas (Sharpley *et al.*, 1993) A la fecha, no se dispone de suficientes estudios en soja que demuestren los beneficios o desventajas de usar CP (Ragagnin, 2013). De la información presentada, se concluye que se requiere de mayor investigación sobre la disponibilidad de los nutrientes del RAC y sus efectos sobre la productividad de los cultivos de granos en un contexto sustentable. En esta tesis se espera avanzar en el conocimiento de la dinámica de

los nutrientes del RAC sobre el sistema suelo- planta y en particular, los destinos del N, P, S y Zn.

1.2 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Objetivo general:

Estudiar la dinámica del N, P, S y Zn provenientes del residuo aviar compostado (RAC) con especial referencia a su partición en el sistema suelo-planta y balance en el suelo cultivado.

Objetivos específicos

Objetivo I:

Evaluar la aptitud agronómica del RAC como fuente de N, P, S y Zn por medio de la caracterización de sus propiedades.

Hipótesis a: Los niveles de N, P y S contenidos en el RAC permiten considerarlo apto para ser utilizado como fuente de nutrientes para el trigo, el maíz y la soja.

Hipótesis b: El RAC aportará un porcentaje de P inorgánico lábil aceptable para ser usado como fuente de P, mientras que una parte importante de las especies fosforadas inorgánicas no estarán disponibles debido a que este nutriente interacciona con otros componentes del RAC disminuyendo su labilidad.

Hipótesis c: El aporte de Zn no restringe la aptitud agronómica del RAC ya que la concentración de su forma disponible, es relativamente baja respecto de su contenido total.

Objetivo II:

Establecer los niveles de N, S, P y Zn biodisponibles aportados al suelo por el RAC en función del tiempo bajo condiciones controladas de humedad y temperatura.

Hipótesis a: La incorporación de RAC al suelo promoverá un efecto priming que se verá reflejado en el aumento de la disponibilidad de los nutrientes siendo mayor para N y S; y menor para P y Zn. Dicho incremento será mayor a mayor temperatura.

Hipótesis b: La temperatura afectará la disponibilidad de nutrientes que será mayor a mayores temperaturas particularmente para N y S ya que regulará en forma directa la mineralización.

Objetivo III:

Evaluar el efecto de una única aplicación de dos dosis contrastantes de RAC, una basada en los requerimientos de N (dosis alta) y la otra de P (dosis baja complementada con N inorgánico hasta cubrir el requerimiento de este nutriente), sobre el rendimiento de trigo (invernal) y maíz (estival).

Hipótesis a: El rendimiento del trigo no variará entre los tratamientos con RAC aplicado en dosis calculadas en base al requerimiento de N o de P ya que los aportes de N en ambos tratamientos están equiparados y el requerimiento de P del cultivo será satisfecho por el contenido de P presente en ambas dosis.

Hipótesis b: El rendimiento del maíz se verá favorecido por el tratamiento con RAC aplicado en dosis calculadas en base al requerimiento de N ya que la elevada demanda de N del maíz será mejor satisfecha por la fuente orgánica, considerándose

el aporte de P suficiente para el objetivo de rendimiento. Dicho tratamiento aportará N durante un período más prolongado que la urea sincronizando mejor con el período de absorción del maíz.

Objetivo IV:

Determinar cómo afecta la aplicación de RAC en dosis alta y baja la absorción y partición del N-RAC, P-RAC, S-RAC y Zn-RAC en trigo y maíz.

Hipótesis: En el tratamiento con RAC calculado en base al requerimiento de P del cultivo (complementada con N inorgánico) se observarán niveles de nutrientes absorbidos similares al tratamiento que recibió la dosis de RAC calculada en función del requerimiento de N del cultivo.

Objetivo V:

Estimar el efecto de la aplicación de RAC en dosis alta y baja sobre las relaciones estequiométricas entre N, P, S y Zn en el trigo y maíz.

Hipótesis: Tanto en trigo como en maíz, las relaciones del N con el resto de los nutrientes se verán aumentadas respecto del control cuando se aplica la mayor dosis de RAC en virtud de una mejor eficiencia de absorción de este nutriente y a que el resto de los nutrientes aportados no son limitantes para el crecimiento de los cultivos.

Objetivo VI:

Determinar el efecto de aplicaciones sucesivas de dosis contrastantes de RAC en la secuencia trigo-soja 2º-maíz sobre el rendimiento de los cultivos y los destinos de N-S-P y Zn en el sistema suelo-planta.

Hipótesis a: La aplicación acumulada de la dosis RAC calculada en base al requerimiento de P del cultivo y complementada con N mineral (dosis baja), promoverá la respuesta significativa en los rendimientos de los cultivos de la secuencia y no causará la acumulación de P, N y S mineral al fin del ciclo. En cambio, la aplicación acumulada de una dosis de RAC calculada en base a los requerimientos de N (dosis alta), promoverá la respuesta significativa en los rendimientos aunque generará excedentes tanto de P como de N que se acumularán en el estrato superficial del suelo.

Hipótesis b: Al cabo de aplicaciones sucesivas de RAC en dosis alta y baja, los niveles de Zn residual no superarán en ningún caso el valor límite establecido por la normativa local.

1.3 ESQUEMA GENERAL DE LA TESIS

La presente tesis se compone de 8 capítulos (Figura 1.1). El primero presenta la introducción al tema, revisión de antecedentes, planteo del problema y objetivos e hipótesis. En el segundo, se describen los materiales y métodos generales que corresponden a los experimentos que se detallan en los capítulos 3, 4, 5 y 6; siendo 3 y 4 ensayos realizados en laboratorio y 5 y 6 en condiciones de campo. En el capítulo 7 se presenta la discusión general y en el capítulo 8 se detalla la bibliografía consultada.

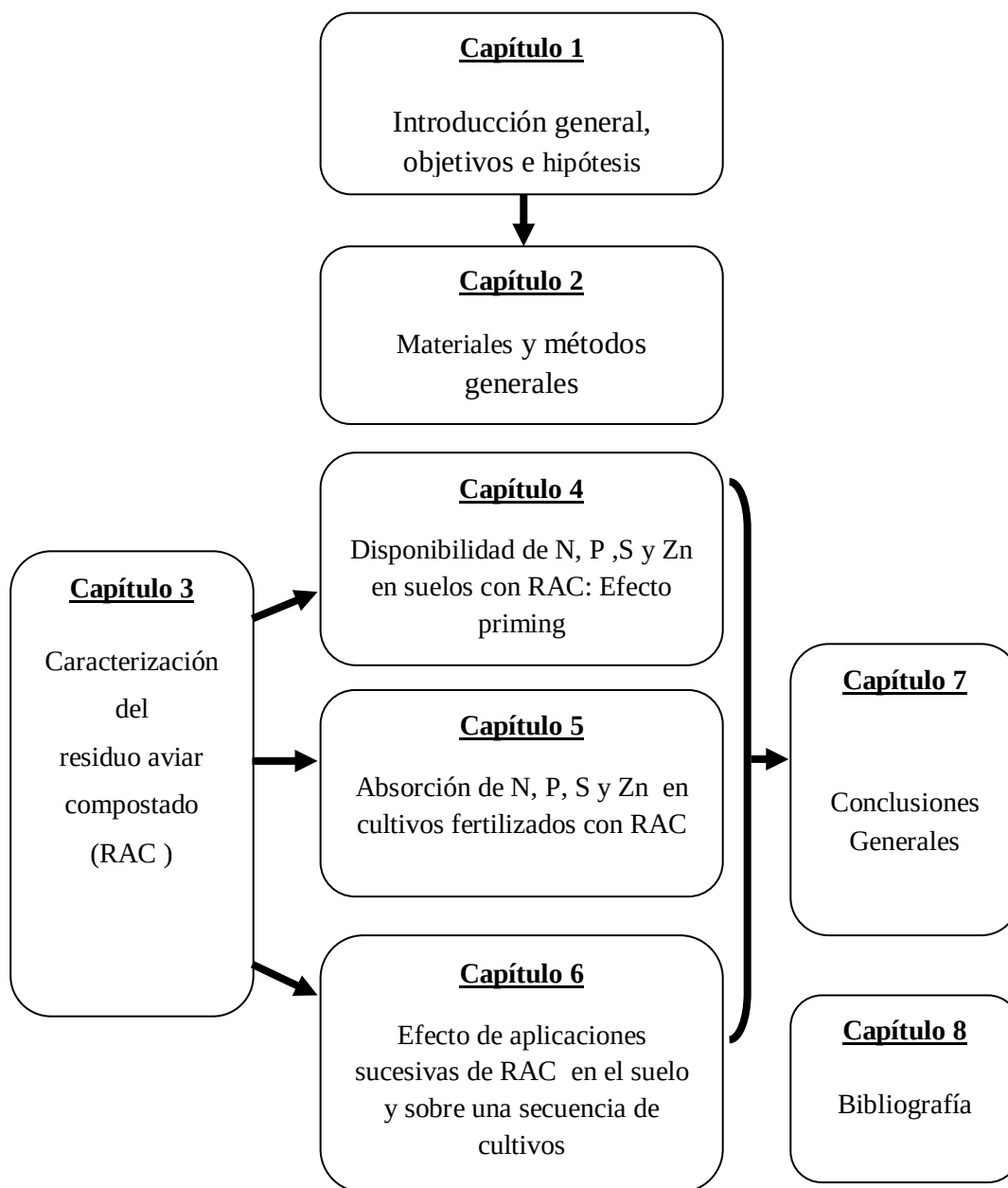


Figura 1.1: Esquema general de la tesis

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS GENERALES

Para cumplir con los objetivos de esta tesis se realizaron cuatro experimentos entre los años 2015 y 2018, bajo distintas condiciones experimentales. Los experimentos 1 y 2 se efectuaron en condiciones de laboratorio mientras que los experimentos 3 y 4 se desarrollaron a campo. En este capítulo se describe la metodología general común a dichos experimentos, mientras que la descripción específica se presentará en los capítulos correspondientes. A continuación, se presenta un cronograma donde se especifica el periodo en cual se realizaron los experimentos de la tesis (Figura 2.1).

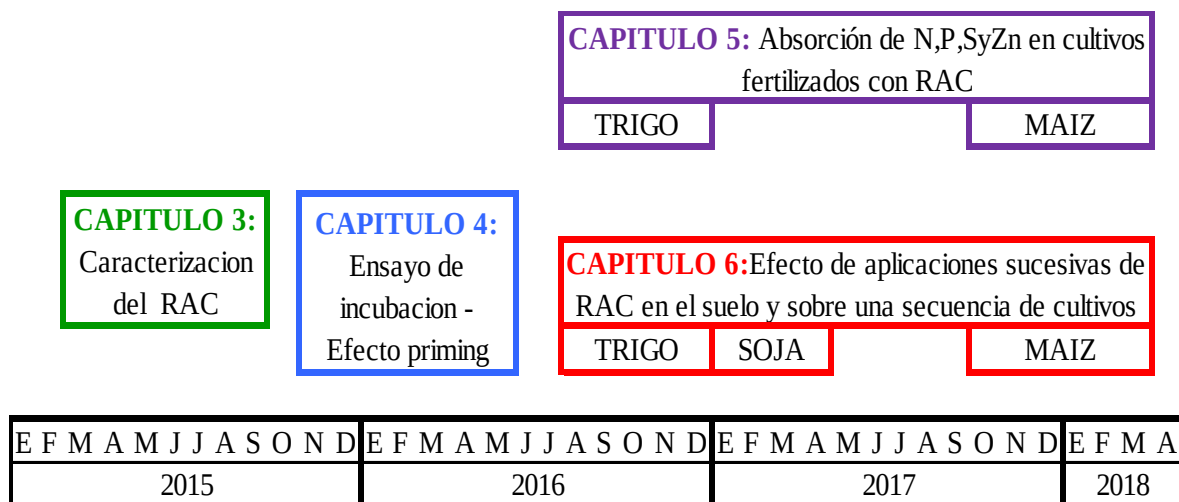


Figura 2.1: Cronograma de los experimentos correspondientes a cada capítulo realizados en la tesis.

La metodología general aplicada en esta tesis incluye:

- Recolección y acondicionamiento del RAC estudiado en los experimentos.
- Descripción general de los ensayos en laboratorio.
- Descripción general de los ensayos en campo.

d) Caracterización del suelo utilizado en los ensayos.

a) Recolección y acondicionamiento del RAC estudiado en los experimentos.

El residuo aviar compostado (RAC) que se utilizó en la etapa experimental de esta tesis, se recolectó en una granja avícola dedicada a la producción de pollos parrilleros ubicada en el partido de San Andrés de Giles (Pcia. de Buenos Aires). En este partido coexisten la producción aviar y la producción agrícola como principales actividades productivas, por lo cual la aplicación del residuo generado en las granjas a los cultivos de granos dentro del mismo establecimiento en que se generaron sería una buena opción para su reciclado.

Los establecimientos productivos de pollos parrilleros cuentan con 2 o 3 composteras. Cada compostera se completa con material que se genera en una crianza es decir que el compost que se extrae de cada compostera constituye una partida de material diferente. Los RAC utilizados en esta tesis si bien se generaron a partir del mismo tipo de material original (aves muertas durante la crianza y CP en una proporción 1:2) los composts pertenecían a dos partidas diferentes. El material del RAC I provino de galpones donde las aves tuvieron un periodo de crianza de 52 días (el material permaneció en la compostera 75 días luego finalizada la crianza). El RAC II provino de galpones cuyas aves tuvieron un periodo de crianza de 30 días (el material permaneció en la compostera 60 días luego finalizada la crianza). Estas dos partidas fueron cuantitativamente diferentes porque la cantidad absoluta de estiércol, alimentos y plumas en la CP así como cantidad y tamaño de aves muertas en cada una de ellas varió en función de la duración de la crianza. Así mismo es importante mencionar que la proporción de AM:CP se mantuvo constante en cada partida. Cabe destacar que las granjas durante el periodo de crianza limitan el acceso de

personas ajenas al establecimiento, por este motivo no hubo un seguimiento del proceso de compostaje sino que el mismo fue retirado de la compostera en el periodo de descanso sanitario. En ese momento, se recogió una muestra del material de la compostera se le realizó un análisis microbiológico y un test de germinación para comprobar su inocuidad. observándose que presentaba un color oscuro, aspecto suelto y homogéneo y con ausencia de olores desagradables.

Una vez obtenidos los resultados del análisis microbiológico de cada partida y comprobada su inocuidad, se procedió a recolectar el RAC. La recolección se realizó manualmente, se llevo a cabo una homogenización del compost en el mismo lugar de la extracción, momento en el cual se tomó una muestra representativa que fue transportada al laboratorio para su análisis químico. El resto del material, que fue secado a temperatura ambiente en un lugar cubierto y aireado, se reservó en tambores plásticos cerrados hasta el momento de su utilización en los diferentes ensayos.

b) Descripción general de los ensayos de laboratorio

En condiciones de laboratorio se llevaron a cabo dos experimentos. A continuación se describen las condiciones generales de dichos ensayos.

EXPERIMENTO 1

(En Capítulo 4: *Disponibilidad de N, P, S y Zn en suelos con RAC: Efecto priming*).

El objetivo de este ensayo fue determinar la evolución de las formas disponibles de N, P, S y Zn en el suelo, el RAC y suelo con RAC, en función del tiempo y a dos temperaturas. Consistió en una incubación aeróbica donde los tratamientos fueron incubados bajo dos temperaturas (18°C y 30°C) por un período de 170 días durante los

cuales fueron muestreados en 13 momentos para medir los niveles de N, P, S y Zn disponible.



Figura 2.2: Ensayo de incubación aeróbica (30° C). Tratamientos SU: Suelo solo, R: RAC y SR: Suelo con RAC

EXPERIMENTO 2

(En Capítulo 4: *Disponibilidad de N, P, S y Zn en suelos con RAC: Efecto priming*).

Mediante un ensayo de respirometría en laboratorio se cumplió con el objetivo de evaluar la evolución de la actividad microbiana. Se realizó en forma simultánea al ensayo de incubación aeróbica y con los mismos tratamientos descritos en el Experimento 1. Los tratamientos fueron dispuestos en recipientes de vidrio de 900 ml que se mantuvieron cerrados herméticamente (Figura 2.1). Dentro de los mismos se colocó la muestra correspondiente a cada tratamiento y un recipiente con una solución alcalina, incorporándose además dos recipientes para cada temperatura que solo contenían en su

interior la solución alcalina (blancos). En cada momento de muestreo se midió el nivel de CO_2 emitido por cada tratamiento.

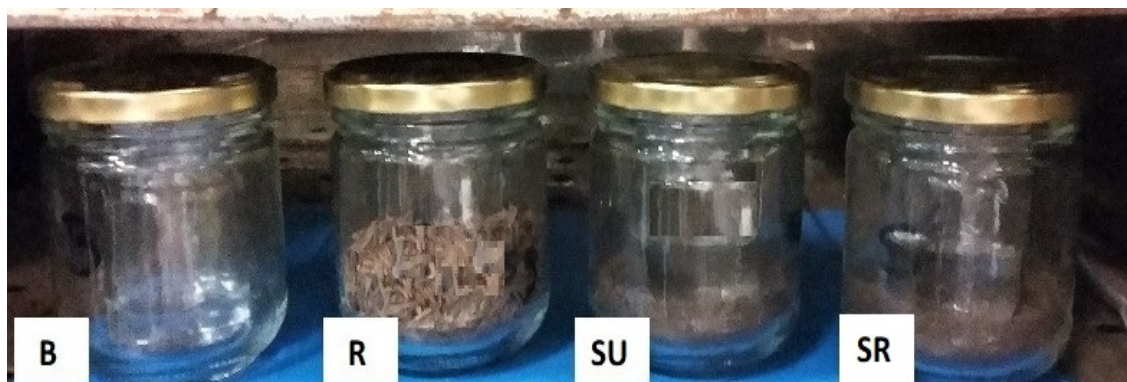


Figura 2.3: Ensayo de Respirometría (30 °C). Tratamientos: B: Blanco, R: RAC, SR: Suelo con RAC y SU: suelo solo

c) Descripción general de los ensayos a campo



Figura 2.4: Vista en planta del establecimiento y localización del ensayo a campo. (Recuadro amarillo).

Los ensayos a campo se llevaron a cabo para cumplir con los objetivos planteados en los Capítulos 5 y 6. Se realizaron en un establecimiento de producción agrícola ubicado en la localidad de Luján ($34^{\circ}40'36,2''\text{S}$ – $59^{\circ}06'22,4''\text{W}$), Figura 2.3.

Los experimentos 3 y 4 se realizaron en forma simultánea y tuvieron el mismo diseño experimental en DBCA (Diseño de bloques completos al azar, n=4) siendo los tratamientos aplicados:

C (Control): Tratamiento sin RAC ni fertilización inorgánica.

RAC-N: Dosis alta de RAC, calculada en base a los requerimientos de N de los cultivos.

RAC-P: Dosis baja de RAC, calculada en base a los requerimientos de P y complementada con N inorgánico hasta cubrir los requerimientos de N del cultivo a implantar. El cultivo de soja no recibió N inorgánico.

EXPERIMENTO 3

(En Capítulo 5: *Absorción de N, P, S y Zn en cultivos fertilizados con RAC*)

Los cultivos que se realizaron en este ensayo fueron trigo y maíz. Cada cultivo recibió una fertilización única de RAC (el maíz no recibió dosis previas de RAC).

EXPERIMENTO 4

(En Capítulo 6: *Efecto de aplicaciones sucesivas de RAC sobre el suelo y una secuencia de cultivos*)

Este experimento consistió en el estudio de los efectos del RAC sobre la rotación de cultivos típica de la zona norte de la Región Pampeana: trigo-soja y maíz. La fertilización se realizó en cada cultivo de la secuencia por lo cual el maíz recibió el efecto de 3 aplicaciones de RAC.

En ambos experimentos la siembra de los cultivos se realizó en seco y bajo siembra directa. Durante su período de crecimiento y desarrollo los cultivos se mantuvieron en adecuadas condiciones sanitarias. En el Cuadro 2.1 se presentan las características de los materiales utilizados y se indica el manejo de los cultivos en ambos experimentos. En la Figura 2.4 se muestran imágenes de los ensayos a campo.

Cuadro 2.1: Variedad o híbrido, fechas de siembra y cosecha, y densidad de siembra de los cultivos utilizados en los ensayos

	Trigo	Soja	Maíz
Variedad /Híbrido	Rayo Klein	DM 49R19	DK7010RR2
Densidad de siembra	3,20 10 ⁶ plantas ha ⁻¹	12 sem. m lineal ⁻¹	8 0.000 plantas ha ⁻¹
Fecha de siembra	10-ago-16	18-dic-16	11-oct-17
Fecha de Cosecha	17-dic-16	27-abr-17	30-mar-18
Distancia entre hileras.	0,18 m	0,42 m	0,70 m

■

Figura 2.5: Imágenes de los cultivos (Experimento 4) A) Soja en estadio R1, B) Soja en estadio R6 C) Maíz en estadio V4 D) Trigo en macollaje.2

d) Caracterización del suelo utilizado en los ensayos.

El suelo utilizado en los ensayos de laboratorio (capítulo 4) y donde se ubicaron los ensayos de campo (capítulos 5 y 6) pertenece a la serie Go21 que es una asociación de suelos: serie Gouin (40%), serie Suipacha (35%) y serie Gowland (25%) clasificados como Argiudoles ácuicos, Argialboles Típicos.

A fin de caracterizar al suelo previo a la realización de los ensayos, se extrajeron muestras compuestas (n=20) de 0-20 cm de profundidad, que fueron procesadas en laboratorio y analizadas para determinar pH, CE, N, P, S y Zn, así como C total. Los detalles analíticos se presentan en los capítulos correspondientes.

CAPÍTULO 3

CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL RESIDUO AVIAR COMPOSTADO

3.1 INTRODUCCIÓN

El residuo aviar compostado (RAC), es un “subproducto avícola” que se genera para dar adecuada disposición a los residuos de la producción de carne aviar. El RAC tiene como materias primas: una mezcla de AM durante la crianza y cama de pollo sin compostar (CP), en una proporción que puede variar de 2 parte de AM : 1 parte de CP a 1 parte de AM : 3 partes de CP . Durante el proceso de compostaje se produce la conversión de la mezcla de materiales orgánicos a formas estables que una vez finalizado puede agregarse al suelo como fuente de nutrientes (Hubbe *et al.*, 2010). Mientras transcurre este proceso, los nutrientes solubles van reduciendo su biodisponibilidad y susceptibilidad a la pérdida cuando son aplicados como biofertilizante en campos agrícolas. La disponibilidad de nutrientes de los abonos orgánicos compostados sea cual fuere su origen, depende entre varios factores, de propiedades intrínsecas del material a compostar, de la relación C/N de sus componentes y de la concentración de compuestos orgánicos de rápida y lenta descomposición (Palm & Sánchez, 1991; Berg y Mc-Claugherty, 2004; Zheng & Marschner, 2017). El compostaje también implica la reducción del volumen de los desechos, la destrucción de semillas de malezas y de microorganismos patógenos para las plantas o animales (Bernal *et al.*, 2009).

Tiquia & Tam (2002) observaron al estudiar el proceso de compostaje de la CP, que este material pasó por cambios fisicoquímicos y microbianos similares a los que ocurren cuando se composta el estiércol y otros residuos generados en distintas producciones animales intensivas. Estos cambios incluyen el autocalentamiento del material, aumentos

relativos en el contenido total de P, K, Zn y Cu, y disminuciones del C y MO, así como del contenido de Zn y N-NH_4^+ extractable. Dado que entre el 50 y el 80 % de RAC está constituido por CP sería de esperar que el RAC sufriera estos mismos cambios.

Respecto de la aptitud agronómica de los RAC como fuentes de N biodisponibles, es importante conocer la proporción entre el N orgánico y mineral que se establece en el residuo. Al respecto, Gordon (2011) informó valores de entre 2- 3,5% de nitrógeno total (NT) en la CP y menciona que aproximadamente el 75% del NT que se encuentra en este residuo se presenta en forma orgánica, y el 25% restante es N inorgánico, predominantemente como amonio.

Para conocer la aptitud agronómica de los RAC como fuentes de P es preciso considerar las diferentes fracciones de P que se presentan en el residuo ya que varían en su biodisponibilidad y afinidad por la matriz del suelo. A diferencia del N, la mineralización del P orgánico no predomina como fuente de P disponible ya que existen otros mecanismos como la precipitación/disolución de formas inorgánicas y la sorción/desorción que afectan la dinámica de este nutriente. El contenido de P total (PT) en la CP registrado por Barnett (1994) varió entre 0,49 y 0,57% mientras que Leconte *et al.* (2009) informaron valores para este parámetro de 0,98 y 1,26%, obtenidos tras compostar distintas mezclas de material aislante y estiércol de aves ponedoras. Estos autores detectaron variaciones del PT en función de la materia prima que dio origen al compost. Otros autores mencionan que la calidad del compost, en cuanto a su composición nutricional, varía en función de otros factores además del PT tales como el contenido de humedad, el tipo de material aislante en el piso del galpón, la edad del animal, la alimentación y el manejo del residuo durante su almacenamiento (Barnett, 1994; Leinweber *et al.*, 1997; Dou *et al.*, 2000). Según estudios previos, la mayor proporción de P en compost de residuos animales se encuentra en forma

de P inorgánico (Sharpley & Moyer, 2000) lo que no implica que se encuentre totalmente disponible para los cultivos. Con el objetivo de conocer la composición fosforada de los residuos y relacionarla con su disponibilidad, Ajiboye *et al.* (2004) y Dou *et al.* (2000) evaluaron estiércol de cerdo, biosólidos y estiércol de vacas lecheras mediante el método de extracciones sucesivas (extracción de las formas de P más disponibles con extractantes más suaves y luego, las más resistentes con extractantes más fuertes). Así clasificaron las distintas fracciones obtenidas en fracciones "lábil" y "no lábil" de este nutriente, de forma similar a lo realizado por Hedley (1982) en muestras de suelo. Este tipo de estudio permite estimar la disponibilidad de P para las plantas y el potencial impacto ambiental que puede producir la aplicación de abonos a los suelos. Castán *et al.*, (2016) y Komiyama *et al.*, (2014), encontraron que las formas lábiles de P en compost de CP son relativamente muy altas respecto de esta fracción en otro tipo de compost sin embargo estos resultados pueden variar debido a que los RACs contienen la mortalidad de las aves. Si bien existe información sobre el fraccionamiento de P en residuos aviares, estos se enfocaron en compost de CP, no encontrándose antecedentes de estos fraccionamientos en compost de aves muertas. Se sabe que, por sus características químicas, el P en la forma de fosfatos, interacciona con otros nutrientes (e.g. calcio, magnesio, aluminio, hierro y cinc) formando compuestos insolubles o de baja solubilidad. Por la característica multinutriente de los RAC es probable que las fracciones inorgánicas de P menos lábiles constituyan una porción significativa del RAC a diferencia de lo que ocurre en otros residuos, pudiendo afectar la disponibilidad de P.

La información disponible sobre la aptitud agronómica de los RAC como fuentes de S respecto del contenido de S en CP o composts de residuos aviares en general es escasa. Este nutriente junto con el Ca es proporcionado a las aves como núcleos minerales o se agrega

en el galpón como acondicionador del material aislante, razón por la cual, los RAC pueden presentar elevadas concentraciones de estos nutrientes.

Con respecto al contenido de micronutrientes en los RAC, en los últimos años se ha prestado atención al contenido de estos elementos en los residuos de producciones animales intensivas, ya que se suministran en cantidades que superan los requerimientos nutricionales de los mismos. Esto se debe a su baja asimilación, en particular en los animales monogástricos, en los cuales gran parte de los mismos son eliminados con las excretas, constituyéndose en potenciales contaminantes. Se han realizado algunos estudios de fraccionamiento del Zn total en biosólidos y estiércol de porcinos crudos (Ajiboye *et al.*, 2004) con el objetivo de conocer la labilidad de estos compuestos y determinar sus posibles efectos negativos sobre el medio ambiente. Sin embargo, no se encontraron antecedentes de este tipo de estudios con RACs.

El contenido de humedad de los RAC depende de la capacidad higroscópica de los materiales orgánicos utilizados como material aislante en el piso del galpón de crianza, la cantidad y edad de las AM (las AM contienen un 80% de humedad), la estación del año y el manejo de residuo en la compostera y fuera de ella (Oliveira *et al.*, 2004). La importancia de la medición de este parámetro radica en que la humedad de los RACs va a influir sobre su capacidad de transporte, distribución y aplicación en el campo.

Las proporciones de nutrientes en los residuos orgánicos animales a menudo son desequilibradas respecto a lo que requieren las plantas (Sadras, 2006). La relación N:P es un dato clave para determinar la estructura y función de los seres vivos y puede servir como un indicador de los nutrientes que pueden restringir la productividad (Niu, 2017). Las relaciones C:N y C:P indican la capacidad de fijación de C cuando se absorben nutrientes, la tasa de crecimiento y la eficiencia de utilización de los mismos. Cuando se produce un

desbalance nutricional los nutrientes que no son absorbidos pueden acumularse en el suelo con consecuencias ambientales desfavorables, dependiendo de su naturaleza química. De allí, la importancia de conocer la relación estequiométrica de los nutrientes para prevenir estos inconvenientes.

Las referencias bibliográficas sobre la caracterización química de los RAC son casi inexistentes razón por la cual es sumamente importante conocer su composición química para que la aplicación al suelo solo o mezclado con CP constituya una alternativa sustentable de disposición final.

3.2 OBJETIVO E HIPÓTESIS

Objetivo: Evaluar la aptitud agronómica del RAC como fuente de N, P, S y Zn por medio de la caracterización de sus propiedades.

Hipótesis a: Los niveles de N, P y S contenidos en el RAC permiten considerarlo apto para ser utilizado como fuente de estos nutrientes para el trigo, el maíz y la soja.

Hipótesis b: El RAC aportará un porcentaje de P inorgánico lábil aceptable para ser usado como fuente de P, aunque una parte importante de las especies fosforadas inorgánicas no estarán disponibles debido a que este nutriente interacciona con otros componentes del RAC disminuyendo su labilidad,.

Hipótesis c: El aporte de Zn no restringe la aptitud agronómica del RAC ya que la concentración de su forma disponible, es relativamente baja respecto de su contenido total.

3.3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.3.1 Acondicionamiento de la muestra y determinaciones realizadas

Previo a la recolección del residuo para los ensayos, se tomaron muestras representativas del RAC de la compostera. Las muestras fueron llevadas al laboratorio en bolsas estériles y refrigeradas para su análisis microbiológico donde se le realizaron las siguientes determinaciones:

- Recuento de coliformes totales (NMP)
- Recuento de coliformes fecales(NMP)
- Presencia de *Salmonella sp.*: según la Norma ISO 6579.

Luego de comprobado que el RAC estaba sanitizado, se recolectaron muestras de RAC según los procedimientos detallados en el capítulo 2. Las mismas fueron acondicionadas en el laboratorio, para lo cual se secaron a 60°C hasta su constancia en peso y molidas a dos tamaños de partículas (2 mm y 0,5 mm). Las determinaciones químicas realizadas que se detallan en el Cuadro 3.1

Se realizaron, además, fraccionamientos secuenciales de P y Zn con distintos extractantes que permitieron determinar las diferentes formas en que estos nutrientes se presentan en el RAC y asociarlas con su labilidad. El esquema de la extracción fraccionada de distintas formas de P es una versión levemente modificada de las metodologías utilizadas por Ajiboye *et al.* (2004). Una de las modificaciones realizadas fue eliminar el primer paso de extracción propuesto, en el cual se utiliza agua como extractante. Esta modificación se decidió en función de la escasa magnitud de la fracción soluble en agua sobre el PT y considerando que la siguiente fracción englobaría ambas formas fosforadas:

la soluble en agua y la fácilmente intercambiable. Otra modificación realizada al método fue que, además de la determinación de Pi en la fracción no lábil extraída con HCl 1 M, se determinó el PT en este extracto para poder estimar luego Po que según Ajiboye *et al.* (2007) y He *et al.* (2006) representa una porción importante formada por fitatos y monoésteres

Cuadro 3.1: Determinaciones y métodos analíticos empleados en la caracterización del RAC

PARÁMETRO	MÉTODO
Humedad (HR) %	Gravimetría: Método 03.09-A -TMECC (*)
pH	Potenciometría: Método 03.09-A -TMECC(*)
Conductividad eléctrica (CE) dS m ⁻¹	Conductimetría: Método 4.10 -TMECC(*)
Carbono orgánico total (COT) %	Combustión seca: Método 4.01A -TMECC(*)
Nitrógeno total (NT) %	Digestión húmeda, destilación por arrastre de vapor y titulación Método 4.02A -TMECC(*)
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺) mg kg ⁻¹	Extracción en agua, destilación por arrastre de vapor y titulación Método 4.02B -TMECC(*)
Nitrógeno en nitratos (N-NO ₃ ⁻) mg kg ⁻¹	Extracción en agua y colorimetría: Métodos:04.12-D y 04.02B -TMECC(*)
Fosforo total (PT) %	Digestión húmeda y colorimetría Método 04.12-B -TMECC(*)
Azufre total (ST) %	Digestión húmeda Método: 04.12-B. -TMECC y turbidimetría (**)
Azufre en sulfatos (S-SO ₄ ⁼) mg kg ⁻¹	Extracción: Método: 04.12-D TMECC(*) y turbidimetría (**)
Cinc total (ZnTOT) %	Digestión húmeda Método: 04.12-B -TMECC Espectrofotometría de absorción atómica Método: 04.13 -TMECC (*)
Calcio total (CaT) %	Digestión húmeda: Método: 04.12-B y espectrofotometría de absorción atómica Método: 04.13 TMECC 2001 (*)

(*)Thompson *et al.*, 2001, (**) Johnson, 1987.

La extracción secuencial se realizó a partir de una porción de 0,3 g de la muestra de RAC a la que se agregaron secuencialmente 30 ml de cada uno de los extractantes en forma sucesiva. En la Figura 3.1. se presenta el diagrama de flujo que muestra el procedimiento realizado detallando cada una de las etapas.

El P extraído en cada fracción se expresó como un porcentaje del PT del RAC para proporcionar un medio que permita comparar las diversas fracciones de P que componen el total. El Po se estimó a partir de la diferencia entre el PT y el Pi en cada fracción y la fracción residual se estimó a partir de la diferencia entre la suma de todas las fracciones y el P total del RAC determinado.

Las formas de fósforo cuantificadas fueron:

- 1) Fósforo lábil (P_{HCO_3} y Pi_{HCO_3}): corresponde al P inorgánico soluble, el adsorbido muy débilmente sobre hidróxidos o carbonatos, y el P orgánico (Po) fácilmente hidrolizable.
- 2) Fósforo moderadamente lábil (Pi_{NaOH} y Po_{NaOH}): se asocia al Pi unido a la superficie de los óxidos e hidróxidos de Fe y Al y el Po asociado a compuestos orgánicos tales como ácidos fúlvicos y húmicos y fitatos de calcio.
- 3) Fósforo no lábil (Pi_{HCl} y Po_{HCl}): representa al fósforo inorgánico presente en sales como fosfato de calcio y P orgánico en fitatos de calcio no extraídos en la fracción anterior.
- 4) Fósforo residual (PRES): es el remanente después de las extracciones citadas anteriormente y corresponde al P ocluido.

En todos los casos la concentración de fósforo en los extractos o digestos fue determinada colorimétricamente por el procedimiento del Murphy & Riley (1962), después del ajuste del pH a 5,4 con p-nitrofenol como indicador.

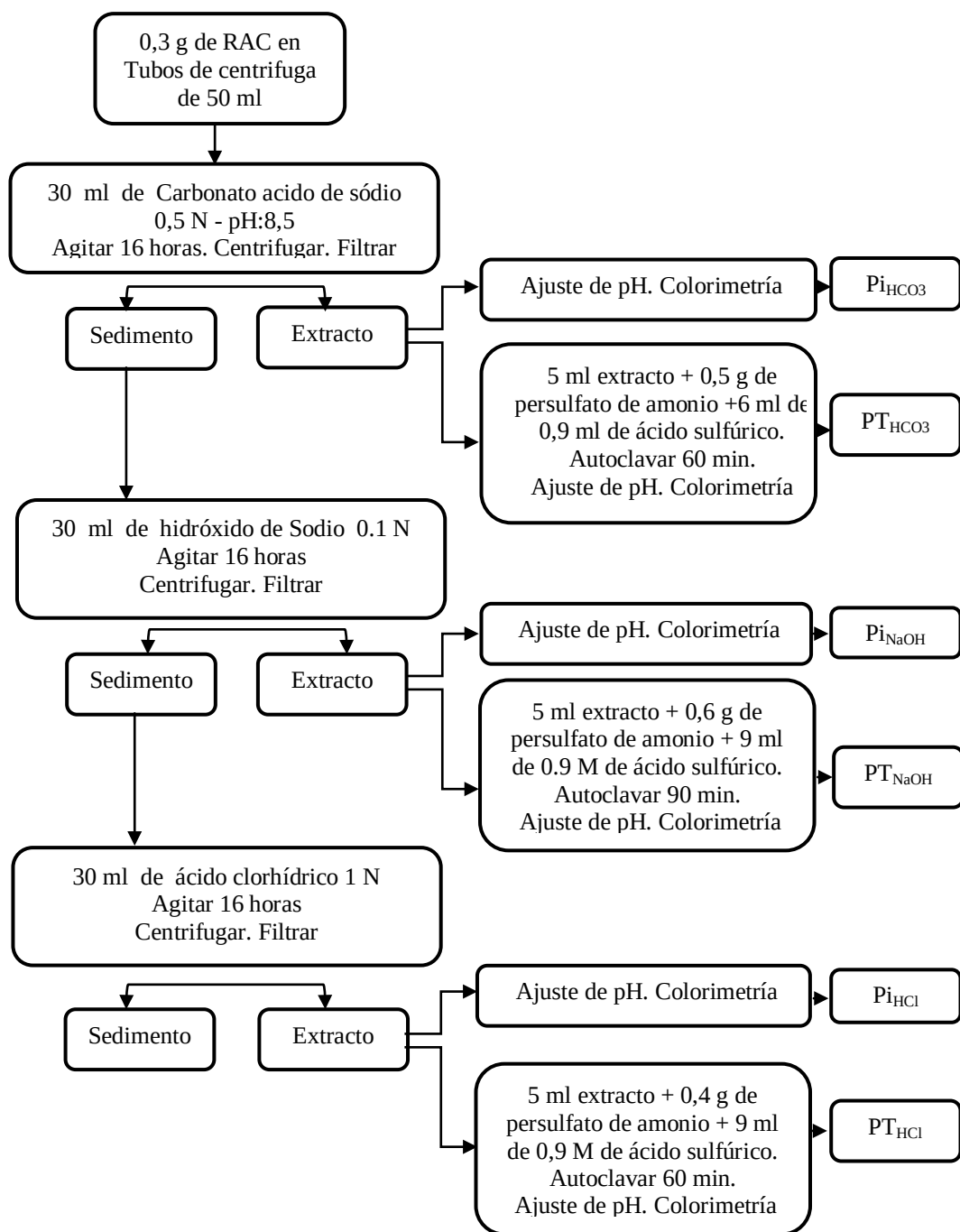


Figura 3.1: Diagrama de flujo del fraccionamiento de P en distintas fracciones de acuerdo con su labilidad.

La extracción fraccionada de Zn aplicada en esta tesis es una versión levemente modificada respecto de la informada por Álvarez (2007) (Fig.3.2). La versión de este autor comprende 6 pasos donde la extracción de Zn asociada a óxido de hierro (OxFe) se realiza en dos etapas diferenciando Zn asociado a OxFe cristalinos y Zn asociado a OxFe amorfos. En ambas etapas se utiliza el mismo extractante y condiciones generales, aunque el pH en la extracción Zn asociado a OxFe cristalinos es más ácido (pH: 3). En esta tesis, la modificación realizada consistió en prescindir de la extracción de Zn asociado a OxFe amorfos y pasar a la siguiente etapa, la cual al usar el mismo extractante y menor pH permitió extraer ambas fracciones en forma conjunta, acortando así los tiempos del fraccionamiento total. Dicho fraccionamiento se realizó a partir de una muestra de 2,5 g de compost a la que se le agregaron en forma consecutiva 25 ml de extractante, cuantificándose las siguientes fracciones de Zn:

- 1) Zn lábil (ZnLAB): Fracción que representa el Zn soluble e intercambiable débilmente adsorbido en la matriz orgánica que compone el compost mediante fuerzas electrostáticas.
- 2) Zn orgánico moderadamente lábil (ZnMO): Zn unido a la materia orgánica fácilmente hidrolizable o quelatado, que frente a cambios de pH pueden estar disponibles
- 3) Zn inorgánico moderadamente lábil (ZnOxMn): Zn adsorbido sobre óxidos de Mn afectado por cambios de pH.
- 4) Zn poco lábil (ZnOxFe): Zn asociado a óxidos de Fe cristalinos y amorfos.
- 5) Zn residual (ZnRES): Ocluido no lábil. Estimado a partir de la diferencia entre el Zn total y la suma de las fracciones anteriores.

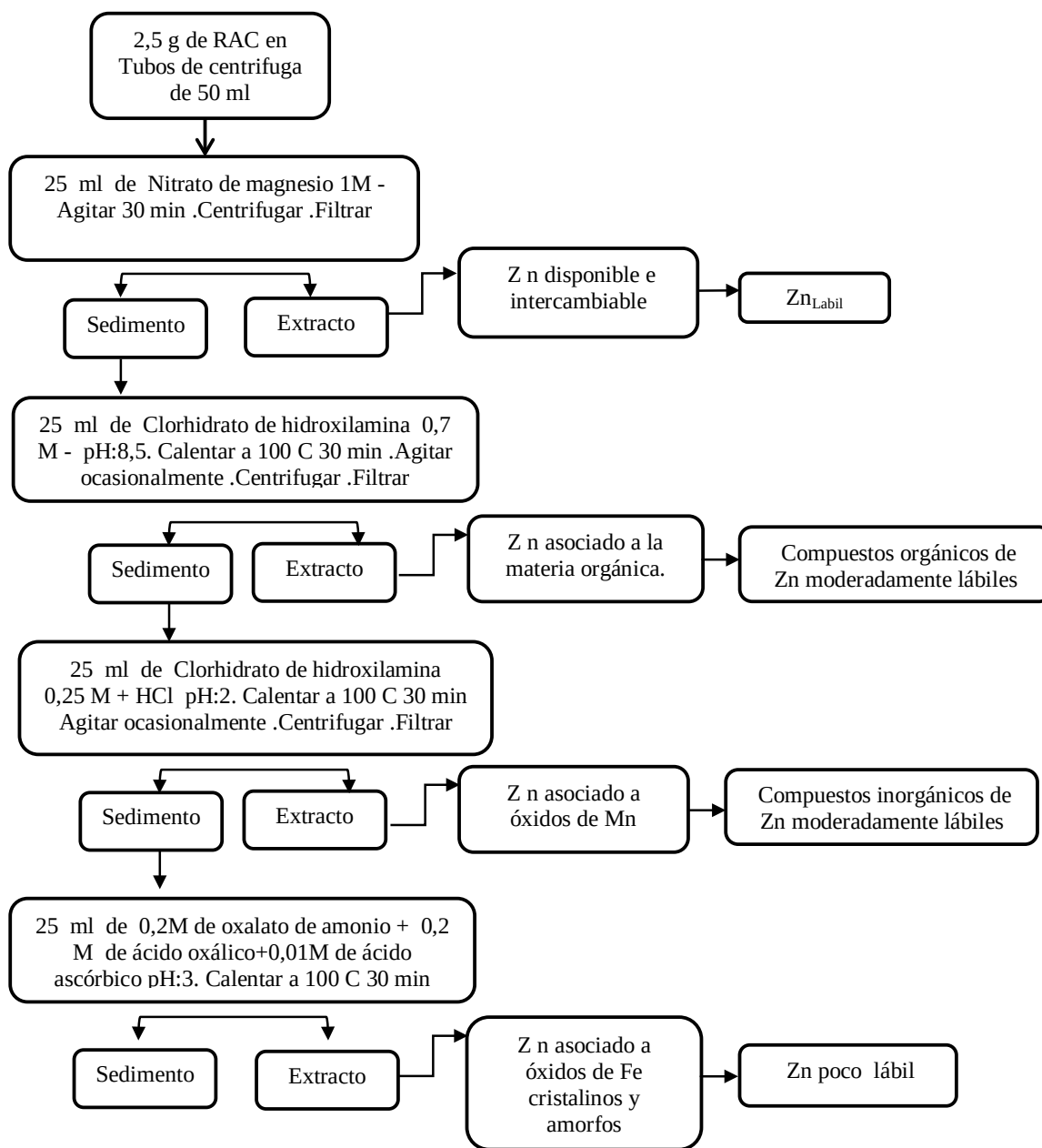


Figura 3.2: Diagrama de flujo del procedimiento de extracción secuencial de Zn en los RAC. El símbolo (*) como superíndice de la palabra “Sedimento” indica que después de cada extracción el sedimento fue enjuagado con H₂O deionizada, agitado durante 3 min.

3.4 RESULTADOS

El análisis de patógenos del RAC mostró recuentos de Coliformes fecales de 950 NMP, inferior al límite máximo de 1000 indicado por la normativa vigente así como ausencia de *Salmonella sp* (Res.SENASA 264/2011)

La caracterización química general de los RAC que se evaluaron en esta tesis se presenta en los Cuadros 3.2 y 3.3.

Cuadro 3.2: Composición química de los RAC utilizados, expresado como contenidos totales de cada elemento.

	Humedad %	pH	CE dS m ⁻¹	COT %	NT %	C:N	PT %	ST %	ZnT %	CaT %
RAC I	49,89	8,20	5,76	22,28	1,75	13,14	1,13	2,75	0,051	4,33
RAC II	44,02	7,90	7,31	24,09	2,73	8,88	2,32	1,79	0,069	3,81

CE: conductividad eléctrica, COT carbono orgánico total, NT nitrógeno total, C:N : relación carbono nitrógeno, PT: fósforo total, ST: azufre total; ZnT: Zn total y CaT: calcio total. Valores expresados sobre base seca.

El COT alcanzó en promedio el 23%. Los contenidos totales de N, P y S fueron similares entre sí y se observaron altas concentraciones de CaT respecto del resto de los nutrientes. Las especies nitrogenadas solubles representaron aproximadamente el 14 % del total de N contenido en los RAC mientras que los sulfatos constituyeron en promedio 15 % del total de S del RAC (Cuadro 3.3).

Cuadro 3.3: Contenido de formas nitrogenadas y sulfatadas solubles en los RAC expresadas en mg kg⁻¹ y como porcentaje del contenido total de los respectivos nutrientes.

	N-NH ₄ ⁺		N-NO ₃ ⁻		S-SO ₄ ⁼	
	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%
RAC I	754	4,41	1557	9,11	3657	13,34
RAC II	1270	4,65	2530	9,26	2901	16,21

La mayor proporción de P se cuantificó en forma inorgánica representando en promedio un 75% del P total (PT) mientras que el P orgánico representó en promedio un 13% (Cuadro 3.4).

Cuadro 3.4: Distintas fracciones de P que componen el P total contenido en los RAC.

P inorgánico	RAC I		RAC II	
	g kg ⁻¹	%	g kg ⁻¹	%
P _{iHCO₃}	3,14	27,79	6,4	27,59
P _{iNaOH}	0,65	5,75	0,5	2,16
P _{iHCl}	4,76	42,12	10,29	44,37
P_{iTotal}	8,55	75,66	17,19	74,12
P orgánico				
P _{oHCO₃}	0,56	4,96	1,64	7,07
P _{oNaOH}	0,26	2,30	0,55	2,37
P _{oHCl}	0,53	4,69	1,05	4,52
P_{oTotal}	1,35	11,95	3,24	13,96
PRES				
	1,4	12,39	2,76	11,90
P total	11,30	100	23,19	100

PiHCO₃ y PoHCO₃ (fracción inorgánica y orgánica lábil), PiNaOH y PoNaOH (fracción inorgánica y orgánica moderadamente lábil), PiHCl y PoHCl (fracción no lábil).
PRES:(fracción residual P ocluido)

Al clasificar las fracciones por su labilidad se observó que las fracciones lábiles (P soluble y unido débilmente a compuestos inorgánicos u orgánicos) representaron el 32% del contenido total de P. El P no lábil y el residual constituyeron casi el 60% del P total mientras que la menor proporción de P (entre 5-7%) se presentó unida a óxidos de hierro y aluminio y formando parte de compuestos moderadamente estables.

El valor del contenido total de Zn fue 0,06% en promedio y los valores obtenidos en el fraccionamiento del Zn (Cuadro 3.5) mostraron que las formas no lábiles de Zn representan más del 60% del total con un promedio entre ambas partidas de RAC de 65%. Se pudo observar que, si bien los RACs estudiados presentaron distinta magnitud en el

contenido de Zn de cada fracción, la distribución porcentual de cada fracción respecto del total fue similar.

Cuadro 3.5: Contenido de todas las fracciones de Zn presentes en los RAC.

Fracciones de Zn	RAC I		RAC II	
	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%
ZnLAB	3,3	0,6	10,0	1,4
ZnMO	46,1	8,0	34,4	4,9
Zn OxMn	36,9	6,4	27,5	3,9
Zn OxFe	123,6	22,0	157,0	22,3
ZnRES	328,9	63,0	474,0	67,4
ZnT	538,7	100,0	703,0	100,0

ZnLAB (Cinc lábil), ZnMO (Zn asociado a la materia orgánica), ZnOxMn (Zn asociado a óxidos de Mn); ZnOxFe Zn adsorbido sobre óxidos de Fe cristalinos y amorfos.

Una vez determinado el contenido total de nutrientes en los RAC se calculó la relación estequiométrica entre los mismos (Cuadro 3.6). Se pudo observar que la relación entre los nutrientes estudiados se encuentra en general desbalanceada respecto a la del suelo y los cultivos.

Cuadro 3.6: Relaciones estequiométricas entre los nutrientes estudiados en los RACs, cultivos y suelo.

	C:N	C:P	C:S	C:Zn	N:P	N:S	N:Zn	P:S	P:Zn	S:Zn
RAC I	13	20	8	446	1,5	0,6	34	0,4	22	56
RAC II	9	10	10	344	1,2	1,5	38	1,3	33	26
Trigo ¹					6,5	6,5	650	1,0	100	100
Maiz ¹					6,3	6,3	380	1,0	60	60
Soja ¹					11,0	17,0	1250	1,6	120	75
Suelo ²	14	42	14	300	3,0	1,0	300	0,4	106	280

¹: Calculado a partir del requerimiento de nutriente en kg por Mg de grano producido para cada especie vegetal.

²: Datos determinados a partir del contenido total de los elementos del suelo utilizado en los ensayos realizados en esta tesis

El mayor desbalance se observó entre el N y el P y entre los macronutrientes y el Zn ya que estas relaciones en los RAC son inferiores a las del suelo y los cultivos. La relación

entre el N y el S fue similar a la del suelo, pero menor que la de los cultivos, mientras que la relación P:S fue similar a la de los cultivos y el suelo.

3.5 DISCUSIÓN

3.5.1 Propiedades del RAC

a) Humedad, pH y CE

Los valores obtenidos en esta tesis (50 % y 44 % para RAC I y RAC II respectivamente) concordando Bukhari *et al.* (2017), quienes, en un estudio que comprendió el compostaje de AM y CP informaron valores promedio de 48%, semejantes a los determinados en esta tesis. Sin embargo, difirieron de lo reportado por Pote *et al.* (2011), quienes mencionan valores en un rango de entre 15 y 30% para CP que contiene restos de carcasa animal.

El pH de los RAC resultó levemente alcalino, a causa de varios factores entre los que se pueden mencionar la disociación de los productos alcalinos presentes en alimento de las aves, la transformación del ácido úrico del estiércol en urea (Nahm, 2003), el efecto del agregado de calcita, dolomita u óxido de calcio, utilizado para disminuir la humedad, absorber malos olores así como para disminuir la población de insectos de la CP (Wolf *et al.*, 2014). En general, el pH inicial de la mezcla (antes del compostaje) (AM y CP) es más alcalino, disminuyendo como consecuencia de la producción de ácidos húmicos durante el compostaje que por su capacidad buffer llevan el pH a un nivel cercano a 8 (Sánchez-Monedero, 2001; Sundberg, 2004). Los valores de pH determinados coinciden con los reportados por Kumar *et al.* (2007). Estos autores detectaron niveles pH de entre 7,27 y 8,53 con valores promedio de 7,9 en compost estabilizados de AM.

Los valores de CE de los RACs, se ubicaron cerca de los valores mayores del rango (3,95 y 7,42 dS m⁻¹) mencionado para distintos residuos avícolas (estiércol puro, CP o compost preparado a partir de AM y distintas fuentes carbonadas) (Tiquia & Tam, 2002; Kumar *et al.*, 2007; Sakthivadivu *et al.*, 2015). Dougherty (1999), por su parte, afirma que un valor promedio para compost de AM es de 10 dS m⁻¹. En esta tesis, los valores de CE observados en el RAC son consecuencia de la cantidad de sales solubles que se le adicionan al alimento de las aves y de la transformación de los componentes orgánicos (principalmente estiércol, AM) que se concentran luego del compostaje por la pérdida de masa durante la mineralización de la materia orgánica que lo componen (Cáceres *et al.*, 2006). Cabe destacar además que, si bien los valores de CE del RAC utilizados fueron similares a los mencionados en la bibliografía, al momento de aplicarse al suelo, deberán contemplarse algunas restricciones.

Tanto el pH como la CE de los residuos avícolas compostados pueden variar en función de los aditivos y suplementos minerales de la dieta de las aves, los procesos de nitrificación, mineralización así como la adición de distintas sustancias químicas que se aplican a la CP previo a la extracción del galpón con fines de higiene o sanitarios (Patterlini *et al.*, 2017) razón que justificaría la diferencia de estas variables entre RAC I y RAC II.

b) Carbono orgánico total (COT), Nitrógeno total (NT)

El valor de C total determinado fue similar en ambos RACs (23% en promedio) y cercano al informado por Orrico Jr. *et al.* (2010), quienes detectaron valores promedio de 22,25% en compost de AM y CP. Otros autores, detectaron valores de C total que se ubicaron en un rango de 29 a 35% (Dougherty, 1999; Kumar *et al.*, 2007). Las diferencias mencionadas entre las distintas citas bibliográficas y los datos obtenidos en esta tesis se

deben a que el contenido de C en el compost varía en función del material utilizado como aislante en el piso del galpón de cría, el tipo de alimento que consumen las aves, la duración de la crianza y la proporción de carcasas de AM (McGahan; 2002; Kube, 2002). Dong *et al*, (2011), tras evaluar la emisión de gases efecto invernadero durante el compostaje de AM y estiércol, concluyeron que a mayor proporción de carcasas, mayores son las pérdidas de C en forma de CO₂ o metano durante el compostaje. En esta tesis, las diferencias entre ambos RAC podrían deberse a que el RAC I, por contener inicialmente mayores cantidades de carcasas de AM, podría haber tenido mayores pérdidas de C lo que redujo el contenido total de C respecto del RAC II al final del compostaje. Las fuentes de carbono que componen el material aislante utilizado en el galpón durante la crianza de las aves (en este caso cascara de arroz, materia prima de los RAC) tienen la capacidad de mejorar el proceso de compostaje porque absorben el exceso de humedad de las carcasas; equilibrando el contenido de humedad en toda la masa, reduciendo la densidad aparente, manteniendo una mayor porosidad, incrementando la difusión de oxígeno en la pila, permitiendo una aireación adecuada y aumentando la cantidad de sustancias orgánicas biodegradables en la mezcla (Rynk,1992; Haug 1993; Sander *et al.*, 2002). Además, proporcionan la cantidad de carbono adecuada para las actividades microbianas, específicamente las micóticas, razón por la cual algunos científicos como Haug (1993) se refieren a estos materiales como "proveedores de energía o combustible". La proporción de estos materiales respecto del total en el material a compostar es un indicador de su calidad como mejorador de las propiedades físicas del suelo.

El contenido de N de los RAC analizados en esta tesis fue de 1,7 % y 2, 7 % para RAC I y RAC II respectivamente. Estas diferencias podrían deberse a que RAC I podría haber tenido una composición inicial de N (previo al compostaje) superior a RAC II debido

a que el periodo de permanencia de las aves fue mayor (RAC I: 52 días versus RAC II: 30 días). En consecuencia, la cantidad de estiércol acumulado en la CP y AM fue mayor por lo que las pérdidas de N pueden haber sido mayores en RAC I. Según Zhu *et al.* (2007), una menor relación C: N inicial producto de un mayor contenido de N, aceleran el proceso de compostaje, que provoca una mayor pérdida de N como amoníaco. Además, el compostaje en RAC I se produjo con temperaturas medias ambientales más altas pudiendo aumentar las pérdidas de N por volatilización de amoníaco dando como resultado un contenido de N total inferior.

La concentración de NT en residuos aviares de distintos tipos que incluyen CP, AM, estiércol, varía en un rango entre 0,8 a 5% (Cooperband *et al.*, 2002) siendo los valores más bajos del rango frecuentes para los materiales compostados y los más altos para los materiales sin compostar. Los valores informados sobre el contenido de N en los compost de AM se encuentran dentro de un rango de 1,4 a 1,8% (Dougherty, 1999; Bukhari *et al.*, 2017; Kumar *et al.*, 2007) siendo estos cercanos a los determinados en esta tesis.

c) Formas nitrogenadas disponibles en el RAC

Las formas nitrogenadas disponibles en los RAC (N-NH_4^+ y N-NO_3^-) representaron aproximadamente un 14% del contenido total de N. No se encontraron registros del contenido de estos compuestos en compost de AM aunque son similares a los valores obtenidos por Mowrer (2014) quien concluye que las formas nitrogenadas disponibles en la CP representan menos del 20% del N total. Por su parte, Rogeri *et al.* (2016) mencionaron que en la CP, el contenido de ambos compuestos (amonio y nitrato), alcanzó en promedio un valor muy superior al anteriormente mencionado (32%). Estos autores informaron además, contenidos porcentuales promedio de N-NH_4^+ de 9,3% respecto del N total, el

doble de lo encontrado en los RAC (4,5%) de esta tesis. Esta diferencia podría deberse a pérdidas por volatilización de N en el RAC ocurridas durante el compostaje y posteriormente cuando la muestra fue acondicionada previo al análisis (secado a 60°C) (Ghaly & Alhattab, 2013). El contenido relativo N-NO_3^- respecto del N total en los RACs (9,5%) fue muy superior a lo reportado Mowrer *et al.* (2014) quienes encontraron valores de 1,2% N-NO_3^- en muestras de CP. Esta diferencia con el valor citado se debe principalmente a que durante la estabilización del compost se mineralizan compuestos fácilmente degradables originando formas de N solubles que originalmente no se encontraban y compuestos orgánicos humificados. Tiquia & Tam (2002) quienes determinaron formas oxidadas de N en CP compostada, informaron valores superiores a los determinados en esta tesis, aunque éstos incluyen además de N-NO_3^- otras formas oxidadas de N.

Si bien la cantidad de formas inorgánicas de N inmediatamente disponibles representan una pequeña porción del N total del RAC, no se puede descartar el hecho de la existencia de compuestos orgánicos lábiles que podrían aportar N disponible para los cultivos en el corto plazo (Qafoku *et al.*, 2001; Díaz Blanco *et al.*, 2008). Según He (2014), estos compuestos (aminoácidos y amino azúcares) constituyen entre 20-75% de las formas orgánicas presentes en el estiércol animal pero no se ha informado este porcentaje para los RAC.

La diferencia entre los datos obtenidos y los reportados en las referencias bibliográficas citadas se debe principalmente a que los datos de esta tesis provienen de un material compostado que no solo incluye CP sino las AM que son fuente de N y otros nutrientes. Además, en la mayor parte de la bibliografía citada no se hace referencia específica a factores que influyen en gran medida en la composición final del RAC, como

el tipo de material aislante o la composición de la dieta de las aves, que puede haber sido diferente a la que se utiliza en la crianza de las aves en nuestro país.

d) Azufre total y azufre disponible

El ST promedio en los RACs, fue de 2,27%, resultando mayor en RAC I y superando ampliamente los valores observados en estudios realizados sobre CP y estiércol de aves sin compostar, los cuales oscilaron entre 0,2 y 0,55 (Chastain *et al.*, 2001), no encontrándose valores de referencia en compost de AM. Las diferencias observadas entre RAC I y II pueden deberse a diferencias en el manejo productivo del lote de aves que dieron origen al RAC en cada caso. El RAC I proviene de los residuos de aves cuyo peso objetivo a faena era mayor que el de RAC II por lo que las aves tuvieron un periodo de crianza mayor (52 días). Por esta razón, las aves fueron suplementadas con núcleos minerales (sales azufradas de distintos minerales) por más periodo de tiempo que las de RAC II cuyo periodo de crianza fue de solo 30 días. Asimismo, a medida que el periodo de crianza se prolonga, el galpón de crianza se acondiciona mediante el agregado de sustancias que contienen S (sulfato de aluminio o de calcio), para preservar el bienestar animal durante ese tiempo y evitar la pérdida de calidad comercial. Esto trae como consecuencia un mayor aporte de S al RAC tanto a través de la dieta y excrementos como por el material de acondicionamiento del galpón, cuanto mayor sea el periodo de crianza de las aves. La proporción de $S-SO_4^-$ respecto del S total fue en promedio 15% y las diferencias observadas entre los RAC estudiados se deben a las mismas razones expuestas para el S total.

e) Fósforo Total y sus fracciones

El contenido de PT del RAC I (1,13%) fue levemente menor que el límite inferior del rango propuesto por Kumar *et al.* (2007) para compost de AM, mientras que el valor de RAC II (2,32%) se ubicó dentro del rango (1,8% - 3,8%) mencionado por estos autores. Por su parte, Orrico *et al.* (2010) detectaron valores de PT para compost de AM y CP similares a los observados en RAC II, destacando además, que el PT en compost que contiene como único sustrato AM es aproximadamente 9 veces superior al contenido de este nutriente en el compost que contiene como único sustrato CP. De acuerdo con estas afirmaciones se puede inferir que, el contenido total de P en el RAC depende de la relación AM : CP previo al compostaje, y del contenido de P en cada uno de estos sustratos. Teniendo en cuenta que la relación AM:CP que se utilizó para dar origen a ambos RACs fue la misma, el PT debería haber sido superior en RAC I porque tuvo más cantidad de sustrato que RAC II, no pudiéndose justificar las diferencias con la información disponible. El análisis de las fracciones que conforman el PT mostró que, a pesar de la distinta magnitud de esta variable en RAC I y RAC II, la distribución porcentual de las fracciones que lo integran (inorgánica, orgánica y residual) fue similar en ambos RAC.

Las formas inorgánicas del RAC representaron un 75% de la composición del PT, y se encontraron dentro del rango citado por Sharpley & Moyer (2000) quienes mencionan valores de 63% a 92% para residuos compostados derivados de distintas producciones animales. Gagnon *et al.* (2012) informan para este parámetro, un rango de valores de 73 a 96 % tras analizar compost de distintos estiércoles animales; entre ellos, estiércol aviar.

La fracción lábil del P constituyó en promedio un 32% del total, y estuvo formada en su mayor proporción por compuestos inorgánicos solubles o débilmente sorbidos sobre hidróxidos. Las distintas fracciones presentes en el RAC fueron similares a las

determinadas por Gagnon *et al.* (2012) en estiércol aviar compostado. Estos autores sugirieron que el estiércol de aves compostado contiene más del 40% del P inorgánico en las fracciones más estables (P_{NaOH} y P_{HCl}). En el caso de los RAC, estas fracciones representaron alrededor del 60% si se consideran los compuestos orgánicos e inorgánicos de las mismas. Turner y Leytem (2004) analizando las fracciones orgánicas de P mostraron que la mayor parte de éstas se encuentran como ácido fítico (P_{oNaOH} y P_{oHCl}), que se absorbe fuertemente en la arcilla y reacciona con los metales para formar precipitados insolubles que lo protegen de la mineralización por microorganismos.

A partir de la extracción secuencial se recuperó un 88% del P presente en el RAC I quedando el 12% de P en la fracción residual asociada al P ocluido. Estos valores difieren con los observados por Sharpley & Moyer (2000) y Dou *et al.* (2000) quienes realizaron este fraccionamiento sobre muestras de estiércol de aves sin compostar. Este sustrato tiene una composición fosforada diferente del RAC, no solo en la magnitud del PT sino en las distintas proporciones de cada fracción. Los RAC contienen materiales más resistentes a la degradación porque uno de los sustratos que lo componen es la CP, por lo tanto es factible encontrar una mayor proporción de P residual que en el estiércol solo.

f) Zn y sus fracciones

El valor promedio de ZnT en los RACs utilizados en esta tesis fue de 628 mg kg^{-1} siendo mayor en el RAC II. El Zn proviene en su mayoría de las heces, resto de alimentos y en menor proporción al contenido en el tejido en las AM, por lo cual su magnitud es altamente dependiente de la duración de la crianza y el tipo de alimentación, así como de la proporción de estos materiales en la mezcla que será compostada. Así, el RAC II tuvo un menor efecto de dilución porque la cantidad de material compostado fue menor que en

RAC I generando un mayor contenido de nutrientes en menor cantidad de material compostado y debido probablemente a que el RAC II mantenga mas C y N debido a que estaba más inmaduro (mayor contenido de amonio y mayor relación amonio nitrato) que RAC I.

Los valores obtenidos en esta tesis resultaron inferiores a los presentados por De Laune (2016), quien informó un promedio de 886 mg kg^{-1} ZnT en compost de CP (en un ensayo realizado para evaluar pérdidas de Zn por escorrentía), esta diferencia se debe a que este autor solo trabajó con compost de CP que es el sustrato que aporta mayor cantidad de Zn a los RAC. Por otra parte, Orrico *et al.* (2010) y Murkart *et al.* (2005) en sus trabajos con compost de AM (sin CP) mostraron valores de ZnT que variaron entre $154,8 \text{ mg kg}^{-1}$ y 245 mg kg^{-1} , inferiores a los de esta tesis debido al menor contenido de ZnT en las carcasas. La bibliografía referida al fraccionamiento secuencial de Zn en compost es muy escasa y no contiene referencias sobre estudios de fracciones de Zn en compost de AM. Al realizar en esta tesis el fraccionamiento del ZnT en los RAC se detectó un 85% del Zn en fracciones poco lábiles y residuales, siendo esta última fracción mayor al 65%. Esta fracción está formada en su mayoría por sales inorgánicas de bajo producto de solubilidad (Kps) o asociado a compuestos orgánicos formando complejos muy estables. La fracción que sigue en magnitud (22% del total) es la unida a O_xFe cristalinos o amorfos pudiendo pasar a la fase soluble por desorción. Mientras que las fracciones moderadamente lábiles representaron el 14% y las solubles e intercambiables alrededor del 1% en promedio.

El cinc posee una alta afinidad por la sorción a superficie de los óxidos de Fe y Mn así como también a formar complejos orgánicos estables o precipitados de Zn con carbonatos, fosfatos o fitatos; procesos que se ven favorecidos por el aumento de pH del medio donde se producen (Zheljaskov & Warman, 2004). Parece razonable que la mayor

proporción de Zn se encuentre asociada a las fracciones antes citadas ya que el aumento de pH producido durante el compostaje favorece la aparición de sitios de sorción que disminuyen la disponibilidad de este nutriente.

Amir (2005) afirmó que la movilidad y la biodisponibilidad de los metales pesados de los compost de biosólidos, dependen de las propiedades fisicoquímicas de las sustancias que le dieron origen como la descomposición de compuestos orgánicos, contenido de sustancia húmica, pH, así como a la afinidad de los metales por diversas formas químicas. Este autor informó, además, que la mayor proporción de metales pesados incluyendo al Zn se encontró en la fracción residual y fracciones más resistentes a la extracción, indicando que los metales estaban en formas más estables, siendo estos datos coincidentes con los obtenidos en esta tesis.

g) Relaciones estequiométricas de los nutrientes en los RACs

La relación C:N en los RAC alcanzó valores de 13 y 9 siendo inferior en RAC II como consecuencia de su mayor contenido de N. El valor de esta relación en RAC I fue similar al mencionado por Orrico *et al.* (2010) quien ha encontrado valores de 12,73 en compost de AM. Por su parte, Kumar *et al.* (2017); mencionan valores superiores a los determinados en esta tesis (14,7 y 17,9) para este mismo tipo de subproducto; estas diferencias podrían deberse a la distinta calidad de las fuentes carbonadas utilizadas como materia prima en los RACs. Los valores de la relación C:N obtenidos en esta tesis fueron similares a los del suelo por lo que el agregado de estos residuos no generaría la prevalencia de ninguno de los procesos que afectarían la disponibilidad de N en el sistema (mineralización o inmovilización neta).

La relación C:P en los RAC alcanzó un valor de promedio de 15 resultando inferior a la del suelo. Sharpley & Moyer (2000) mencionan valores de 13 y 22 para estiércol de ave y CP mientras que para compost de una mezcla de estos dos residuos, citan valores de 13. Estos valores que fueron calculados a partir de los contenidos totales de los elementos en los residuos fueron similares a los observados en esta tesis. Teniendo en cuenta que el P en el RAC se encuentra principalmente en forma inorgánica parece más apropiado utilizar para el cálculo de esta relación, es decir, la proporción del P orgánico contenida en los mismos. Así, este valor será un mejor indicador de los procesos de mineralización /inmovilización de este material que ocurrirá una vez que éste sea aplicado al suelo. El cálculo de la relación C:Po podría utilizarse como un indicador de la prevalencia de alguno de los procesos de mineralización e inmovilización de este material una vez que este sea aplicado al suelo. En los RAC, esta relación alcanzó valores de 164 y 74 para RAC I y RAC II respectivamente. Cuando las relaciones C:P en los materiales orgánicos son mayores a 300 tiende a ocurrir inmovilización de este nutriente (Sims & Wolf, 1994; Sharpley & Smith, 1989; Stevenson & Halvorson, 1994), mientras que con relaciones menores a 200 se produce mineralización de los compuestos orgánicos. Esto estaría indicando que la mineralización del P orgánico del RAC II sería más rápida que en RAC I cuando estos se aplican al suelo.

La relación N:P es un determinante crítico de la descomposición de los residuos (Güsewell & Gessner, 2009) y las tasas relativas de pérdida de N y P del estiércol (Sitters *et al.*, 2014). Esta relación fue similar en ambos RAC y a la del suelo y pero muy diferente a la de los cultivos indicando así el desbalance entre estos nutrientes y que en casos de ser aplicada en función de los requerimientos de N de los cultivos, se pueden generar acumulación de P pudiendo afectar el medio ambiente. Los valores obtenidos en esta tesis

fueron similares a los obtenidos por Sharpley & Moyer (2000), quienes observaron relaciones N:P de 2, 2,3 y 1,5 en estiércol de aves, CP y CP compostada respectivamente. La relación C:S de los RAC fue inferior a la determinada en el suelo y a la mencionada por Reddy *et al.* (2002) quienes informaron valores de 89 a 108 para estiércol de vacas lecheras y de aves. Las diferencias en la relación se deberían a que el RAC contiene grandes cantidades de S que, como se explicó con anterioridad, provienen de los acondicionados de la CP como de los suplementos minerales y provenientes de la descomposición de las plumas de las aves. Estos autores, mencionan además que cuando la relación de C:S en los compuestos orgánicos es menor a 200 se produciría una liberación del azufre contenido en ellos cuando se aplican al suelo. La relación entre el S y P fueron similares a las del suelo y de los cultivos por lo que la aplicación de RAC no afectaría la dinámica de los procesos en el suelo y la planta. En cuanto a la relación de N:S en los RAC son similares a las del suelo, sin embargo son inferiores a la de los cultivos, lo que estaría indicando un exceso de azufre que, en caso de estar disponible podría perderse del sistema o generar un consumo de lujo por parte de los cultivos. Por otra parte, las bajas relaciones entre los macronutrientes y el Zn en los RAC indican que la aplicación de RAC podría generar una acumulación de este micronutriente por encima de los umbrales ambientales.

3.6 CONCLUSIONES Y CONTRASTE DE HIPÓTESIS

Respecto de las hipótesis planteadas, los resultados obtenidos permiten extraer las siguientes conclusiones:

Hipótesis a: *Los niveles de N, P y S contenidos en el RAC permiten considerarlo apto para ser utilizado como fuente de nutrientes para el trigo, maíz y soja.*

Se acepta parcialmente. El RAC es un residuo orgánico que por su contenido de macronutrientes puede ser considerado apto para su aplicación en cultivos de grano. Si bien los niveles de N y S disponibles son relativamente bajos respecto al contenido total de cada uno de estos nutrientes, más del 80% se encuentran en formas orgánicas por lo cual pueden ser liberados al suelo por mineralización. El contenido de P en los RAC es superior al de otros residuos, y se encuentra en la misma proporción que el N siendo la relación entre estos nutrientes de entre 1-1,3 relación que está desbalanceado al compararlo con el requerimiento de los cultivos.

Hipótesis b: *El RAC aportará un porcentaje de P inorgánico lábil aceptable para ser usado como fuente de P, aunque una parte importante de las especies fosforadas inorgánicas no estarán disponibles debido a que este nutriente interacciona con otros componentes del RAC disminuyendo su labilidad*

Se acepta. El fraccionamiento de P evidenció que la mayor proporción se encontró en formas inorgánicas (lábil, no lábil y residuales). Un 30 % estuvo representado por el P inorgánico lábil mientras que el 70 % restante por las formas no lábil y residuales.

Hipótesis c: *El aporte de Zn no restringe la aptitud agronómica del RAC ya que la concentración de su forma disponible, es relativamente baja respecto de su contenido total”.*

Se acepta. El contenido de Zn disponible en el RAC representa un 1% del total mientras que la mayor proporción del mismo se encuentra en forma no lábil (65 % del total) por lo cual se considera que la presencia de este elemento en el RAC y su aplicación considerando las buenas prácticas de manejo de fertilizantes aporta valor al RAC.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos permiten extraer las siguientes conclusiones:

Los RAC pueden considerarse aptos para fertilizar los cultivos de grano. Contienen un 14 y 15% de N mineral y sulfatos respecto del contenido total de estos nutrientes, el resto se encuentra en formas organicas que pueden mineralizarse y aportar formas disponibles.

El P se encuentra principalmente en forma inorgánicas (75% del PT), un 12 % en formas organicas factible de ser mineralizado y un 13 % en forma residual. El 30 % del PT se encuentra en forma labil.

Del contenido de total de Zn solo se encuentra en forma disponible el 1% del total y la mayor proporcion (65%) se encuentra en formas no lábiles.

De la relación estequiométrica de los nutrientes es importante destacar que la relación N:P se encuentra desbalanceada respecto a esta relación en los cultivos pudiéndose generar acumulaciones de P frente aplicaciones de los RAC como fuente de N.

CAPÍTULO 4

DISPONIBILIDAD DE N, S, P y Zn EN UN SUELO FERTILIZADO CON RAC: EFECTO PRIMING

4.1 INTRODUCCIÓN

La caracterización de los RACs realizada en el Capítulo 3 de esta tesis, permitió determinar tanto la proporción de compuestos orgánicos e inorgánicos contenidos en este residuo, así como su labilidad. Así, fue posible establecer que los compuestos nitrogenados y azufrados presentes en el RAC se encontraron mayoritariamente (85% del total) en formas orgánicas, susceptibles a la mineralización. La mineralización de los compuestos orgánicos de estiércol animal compostados se encuentra en un rango de 4% a 35% (Castellanos & Pratt, 1981). El P contenido en los RAC se presentó mayoritariamente en formas inorgánicas de distinta labilidad: las menos lábiles estarán disponibles para los cultivos a partir de procesos de solubilización o desorción. Los compuestos orgánicos que contienen P representaron el 12% y estarán disponibles mediante hidrólisis o mineralización. Por su parte, el cinc que se detectó principalmente en forma poco lábil, no dependerá para estar disponible de la mineralización del RAC en forma directa.

Se ha demostrado que la incorporación de materia orgánica fresca al suelo puede intensificar la mineralización de la materia orgánica nativa (MOS) del mismo, proceso conocido como efecto *priming* (EP). Este efecto produce una mayor liberación de carbono como CO₂ y un aumento de formas disponibles de nitrógeno y otros nutrientes, en comparación con la mineralización en el suelo sin este agregado. Cabe destacar que no se trata de un proceso aditivo ya que la liberación de CO₂ o el aumento de formas disponibles de nutrientes medidos en un suelo con aplicación de MO no es igual a la cantidad del CO₂

liberado y/o nutrientes disponibles del suelo solo, sumado a los nutrientes disponibles en el material orgánico agregado (Broadbent y Nakashima, 1974; Sørensen, 1974; Wu *et al.*, 1993; Kuzyakov *et al.*, 2000).

No existen antecedentes de estudios que hayan cuantificado la proporción de nutrientes liberados por mineralización ni de la magnitud del EP luego de la aplicación de los RACs. Se ha publicado información sobre la mineralización de otros residuos orgánicos que se tomarán como referencia. En ensayos de incubación aeróbica, Voelkner *et al.* (2017) evaluaron el efecto del agregado de dos residuos (un compost y un digesto) de una mezcla de estiércol de cerdo y paja y detectaron la existencia de EP cuando se incorporaron ambos residuos al suelo. Además, observaron que la magnitud de este efecto fue diferente para cada uno de los residuos, indicando que las diferencias se debieron a la proporción de sustancias orgánicas estabilizadas y las cantidades de N disponible en cada uno de los dos materiales estudiados. El efecto *priming* del suelo no solo se observó para C y N, sino también para P (Fokin y Radzhabova, 1996) y S (O'Donnell *et al.*, 1994; Lefroy *et al.*, 1993; Chapman, 1997) razón por la cual, sería esperable observar este efecto en los distintos nutrientes del RAC. Tanto la mineralización como el EP son mediados por una amplia gama de microorganismos. Los factores que afectan a estos procesos son la composición de la materia orgánica (cantidad y calidad) agregada y la MOS, así como la influencia de las condiciones ambientales sobre la actividad biológica (Gonçalves y Carlyle, 1994). La temperatura en particular es un importante factor de control de la mineralización de N ya que las reacciones químicas y enzimáticas que ocurren durante la descomposición de la MO dependen de ella (Davidson & Janssens, 2006). Cooperband *et al.*, (2002) y Jimenez Becker *et al.*, (2010) establecieron que uno de los factores que afecta el proceso de mineralización de la cama de pollo, tanto fresca como compostada es la

temperatura, por lo cual se esperaría una liberación de nutrientes diferente en función de la estación del año en que el RAC sea aplicado al suelo (invierno o verano).

Entre los métodos estándar utilizados para la estimación del proceso de mineralización de los suelos se encuentran los estudios de incubación aeróbica (Stanford & Smith, 1972). Dichos estudios permiten evaluar la liberación de nutrientes en función del tiempo en condiciones controladas de humedad y temperatura. Asimismo, los estudios de respirometría permiten estimar la actividad microbiana por medio de la medición de la emisión de CO_2 producida por los microorganismos responsables de los procesos de mineralización. Estos estudios se consideran apropiados para estimar la dinámica de los procesos antes citados y darán una idea aproximada de su posterior respuesta a la aplicación en el campo.

De lo antedicho se deduce que la disponibilidad de los nutrientes para los cultivos principalmente N y S que se encuentran mayoritariamente en forma orgánica en el RAC es afectada por el proceso de la mineralización razón por la cual, el conocimiento de los patrones de liberación del N, P, S y Zn como consecuencia de dicho proceso y la descomposición de los RAC, permitirán mejorar la eficiencia del uso del mismo en un modo sustentable.

4.2 OBJETIVO E HIPÓTESIS

Objetivo

Establecer los niveles de N, S, P y Zn biodisponibles aportados al suelo por el RAC en función del tiempo bajo condiciones controladas de humedad y temperatura.

Hipótesis a: La incorporación de RAC al suelo promoverá un efecto *priming* aparente que se verá reflejado en el aumento de la disponibilidad de los nutrientes siendo mayor en N y S y menor para P y Zn.

Hipótesis b: La temperatura afectará la disponibilidad de nutrientes que será mayor a mayores temperaturas particularmente para N y S ya que regulará en forma directa la mineralización.

4.3 MATERIALES Y MÉTODOS

Como se explicó en el Capítulo 2 (Materiales y métodos generales), para cumplir con el objetivo de este capítulo se realizaron dos experimentos.

Experimento 1:

a) Diseño experimental y tratamientos

Este experimento consistió en una incubación aeróbica cuyos tratamientos fueron:

SU (suelo): incubación de una muestra de suelo tomada a una profundidad de 0-20 cm proveniente del lote donde se realizaron los ensayos a campo.

R (RAC): incubación del residuo RAC I (caracterizado en el Capítulo 3)

SR (suelo + RAC): incubación de una mezcla de suelo y RAC en una proporción de 98,7% de suelo y 1,3% de RAC en peso seco. Esta proporción se estableció en base a un aporte de P equivalente a 150 mg P kg⁻¹ suelo.

Los materiales correspondientes a cada uno de los tratamientos fueron colocados en recipientes plásticos de 200 g. Para el tratamiento SU se incubaron 100 g suelo, para SR 100 g de la mezcla suelo con RAC y para R, 30 g de RAC.

Los recipientes, que tenían tapas perforadas para asegurar el intercambio de gases con la atmósfera, fueron incubados a dos temperaturas 18 °C (± 2 °C) y 30 °C (± 1 °C). Durante el período de incubación los recipientes se mantuvieron con una humedad del 60% de su capacidad de retención hídrica mediante un riego semanal con agua deionizada.

El diseño experimental fue completamente aleatorizado y contó con 234 unidades experimentales totales (13 momentos de muestreo, 3 tratamientos, 2 temperaturas y 3 repeticiones). A los días 1, 2, 3, 5, 7, 10, 14, 21, 35, 49, 70, 105, 140 y 170 se midieron los niveles de N, P, S y Zn disponibles en cada una de las muestras y en las dos temperaturas. En cada fecha de medición se extrajeron 3 recipientes de cada tratamiento y a cada temperatura de incubación y de allí se tomaron las porciones de material para la determinación de cada una de las variables estudiadas. Luego el material fue conservado en bolsas plásticas y clasificado por fecha de extracción en un lugar fresco y seco. Dado que se trató de un ensayo destructivo, en cada fecha se determinó la cantidad de nutrientes acumulados desde el inicio de la incubación.

b) Determinaciones analíticas

Las determinaciones realizadas en este experimento se detallan en el Cuadro 4.1.

Cuadro 4.1: Determinaciones y métodos empleados en la caracterización del suelo bajo ensayo.

PARÁMETRO	MÉTODO
pH	Potenciómetro
Conductividad eléctrica (CE) dSm ⁻¹	Conductimetría
Carbono orgánico total (COT) %	Combustión seca
Nitrógeno total (NT) %	Digestión húmeda, destilación por arrastre de vapor y titulación
Nitrógeno como nitrato (N-NO ₃ ⁻) mg kg ⁻¹	Extracción ⁽¹⁾ y colorimetría (SAGPyA, 2004)
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺) mg kg ⁻¹	Extracción ⁽²⁾ y colorimetría (Rhine <i>et al.</i> , 1998)
Fósforo total (PT) %	Digestión húmeda y colorimetría
Fósforo extractable (P _{BRAY}) mg kg ⁻¹	Extracción ⁽³⁾ y colorimetría (Kurtz&Bray I, 1945)
Azufre total (ST) %	Digestión húmeda y turbidimetría (Johnson, 1987)
Azufre como sulfato (S-SO ₄ ⁻) mg kg ⁻¹	Extracción ⁽⁴⁾ y turbidimetría (Johnson, 1987)
Cinc total (ZnT) %	Digestión húmeda y Espectrofotometría de absorción atómica
Cinc extractable (Zn _{DTPA}) %	Extracción con DTPA y Espectrofotometría de absorción atómica

⁽¹⁾Sulfato de Cu 2,5 % y Ac. Borico 1M Ca(OH) sólido; ⁽²⁾(KCl 2M); ⁽³⁾Fluoruro de amonio 0,03M y HCl 0,025M; pH: 2,6 y ⁽⁴⁾Fosfato diácido de calcio

a) Análisis de los datos: ajuste de funciones matemáticas explicativas

La evolución de la forma disponible de cada uno de los nutrientes estudiados se ajustó a funciones matemáticas que representan la relación entre las variables estudiadas y el tiempo de incubación para cada temperatura.

La dinámica de liberación de S-sulfato y la emisión de CO₂ en función del tiempo para todos los tratamientos fueron representadas con una función tipo Mitscherlich

$$y = a(1 - e^{-c(x+b)}) \quad (\text{Ec.1})$$

Donde:

y: concentración del nutriente disponible (mg kg⁻¹) en el suelo en el tiempo t

a: máxima concentración del nutriente alcanzada durante la incubación

x: tiempo (días)

b: origen de la función

c: curvatura de la función

Para representar la evolución del N mineral (SR,R y SU) se logró el mejor ajuste con una función lineal plateau que responde a la siguiente ecuación:

$$y = a + bx(x \leq c) + bc(x > c) \quad (Ec.2)$$

Donde:

y = concentración de Nm alcanzado

x: días de incubación

a: concentración de Nm al inicio de la incubación,

b: pendiente

c: momento a partir del cual el contenido de Nm se hace constante.

Para evaluar el efecto de la temperatura sobre la disponibilidad de los nutrientes a lo largo del periodo de incubación, se compararon las funciones para cada temperatura mediante un test de F (Mead *et al.*, 1993). Cuando las variables no mostraron una tendencia clara en función del tiempo, los efectos de la temperatura se determinaron comparando, para cada tratamiento, los valores obtenidos luego de su estabilización. Dicha comparación se realizó mediante un test ANOVA y, cuando existieron diferencias significativas entre los tratamientos, se utilizó un test DMS con un nivel de significancia del 5%.

La ocurrencia de “efecto *priming*” (EP) se determinó por comparación de la función ajustada de los datos del tratamiento SR con los de la función ajustada que surgió de la suma del promedio ponderado de los valores obtenidos en SU y los obtenidos en R (SU + R). La comparación de estas funciones se realizó mediante un test de F (Mead *et al.*, 1993). Esta determinación del EP realizada a partir de las diferencias citadas permite estimar en

realidad el EP aparente (EPA) ya que puede existir incertidumbre respecto de pérdidas de N ocurridas por distintas vías. La diferencia con la EP que se determina utilizando isotopos marcados los cuales permiten diferenciar cual es el N proveniente de la fuente externa y la que proviene del suelo. Cuando no fue posible ajustar el set de datos a una función matemática, el EPA se determinó mediante un ANOVA donde se comparó el valor promedio de cada variable en SR en las fechas que alcanzaron la estabilización, con dichos valores en SU+R.

El porcentaje neto de mineralización de N y S se determinó por aplicación de las siguientes ecuaciones:

Tratamiento SU:

$$X_{ms}\% = \frac{X_{St=170} - X_{St=0}}{XT_s} * 100 \quad (Ec.3)$$

Dónde:

X_{ms}%: porcentaje mineralizado del nutriente

X_{S_t=170}: concentración del nutriente disponible (mg kg⁻¹) en suelo al final de la incubación.

X_{S_t=0}: concentración del nutriente disponible (mg kg⁻¹) en suelo al inicio de la incubación.

X_{T_S}: concentración total del nutriente en el suelo (mg kg⁻¹).

Tratamiento SR:

$$X_{mSR}\% = \frac{X_{SR\ t=170} - X_{SR\ t=0}}{XT_s * 0,987 + XT_R * 0,013} * 100 \quad (Ec.4)$$

Dónde:

X_{SR_t=170}: concentración del nutriente (mg kg⁻¹) en suelo con RAC al final de la incubación.

$X_{SR\ t=0}$: concentración del nutriente (mg kg^{-1}) en suelo con RAC al inicio de la incubación

XT_{SR} : concentración total del nutriente en SR (mg kg^{-1}) calculado como la suma de la concentración total del nutriente en la proporción de S en la mezcla (98,7 % suelo) y la concentración total del nutriente en la proporción de R en la mezcla (1,3% RAC).

Las constantes 0,987 y 0,013 representan la proporción relativa de suelo y RAC en la mezcla (SR).

Tratamiento R:

$$Xm_R \% = \frac{X_{Rt=170} - X_{Rt=0}}{XT_R} * m * 100 \quad (Ec.5)$$

Dónde:

$X_{Rt=170}$: concentración del nutriente (mg kg^{-1}) en suelo con RAC al final de la incubación.

$X_{R\ t=0}$: concentración del nutriente (mg kg^{-1}) en suelo con RAC al inicio de la incubación

XT_R : concentración total del nutriente en R (mgkg^{-1})

m: factor de proporcionalidad que representa cantidad de RAC agregado al suelo en SR.

Experimento 2:

El objetivo de este experimento fue evaluar la evolución de la actividad de los microorganismos a partir de la emisión de CO_2 , mediante otra incubación aeróbica similar al experimento 1 y en forma simultánea al mismo.

a) Diseño experimental y tratamientos

El diseño experimental utilizado fue completamente aleatorizado, a tres factores: residuo (n=3), Tiempo de incubación (n=13) y temperatura (n=2). Cada uno de los tratamientos (SU, R y SR) fueron colocados en recipientes de vidrio de 900 ml, los cuales contenían en su interior un recipiente con 20 ml de solución alcalina (NaOH). Además de los tratamientos correspondientes para cada temperatura se incluyeron 2 blancos de la reacción (recipientes sin muestra con la solución alcalina en su interior. Los frascos fueron cerrados herméticamente e incubados a 18 °C y 30 °C. El CO₂ emitido por los microorganismos se fijó como carbonato ácido de sodio en la solución alcalina.

b) Determinaciones

Las mediciones se realizaron mediante la técnica de titulación por retorno con una solución ácida, el NaOH remanente y, a partir de esa medida, se calculó la cantidad de CO₂ emitido. Luego de cada medición, tras reponer la solución alcalina en el recipiente interior de cada frasco, se incubaron nuevamente hasta la próxima medición. Las mediciones de CO₂ se realizaron en los días 1, 2, 3, 5, 7, 14, 21, 35, 49, 70, 105, 140 y 170. Las unidades experimentales en este caso fueron 9 para cada temperatura de incubación.

En cada fecha de lectura se determinó el CO₂ emitido entre dos momentos consecutivos según la siguiente ecuación:

$$mgC - CO_2 g^{-1} ST^{-1} d^{-1} = \frac{[(VolB - VolM) * (N_{HCl} * PEC)]}{(PM * ST)} \quad (Ec.6)$$

Donde:

Vol. B = Volumen de ácido gastado en la titulación del blanco (ml).

Vol. M=Volumen de ácido gastado en la titulación de la muestra (ml).

N_{HCl} =Normalidad del ácido clorhídrico (equivalente L^{-1}).

PEC= peso equivalente del carbono en hidróxido de sodio (6 equivalentes g^{-1}).

PM = peso de la muestra (g).

ST = fracción de sólidos totales por unidad de masa en las muestras.

La fracción de sólidos totales se determinó a partir de la diferencia de peso entre la muestra húmeda y el peso de la muestra luego de secarla a 70 °C.

4.4 RESULTADOS

En el Cuadro 4.2 se muestran las principales propiedades del suelo y el RAC utilizado en este capítulo.

Cuadro 4.2: Caracterización general del suelo y el RAC utilizado en la incubación.

		RAC	Suelo
Humedad	%	49,89	-
pH		8,20	5,70
CE	dS m^{-1}	5,76	0,09
COT	%	22,28	1,74
NT	%	1,71	0,15
C:N		13,14	11,60
PT	%	1,13	0,05
ST	%	2,75	0,04
ZnT	mg kg^{-1}	505	50,90
CaT	%	4,30	-
N- NO_3^-	mg kg^{-1}		14,95
N- NH_4^+	mg kg^{-1}		3,53

S-SO ₄ ⁻²	mg kg ⁻¹	18,01
P _{BRAY}	mg kg ⁻¹	6,60

4.4.1 NITRÓGENO

La variación en la concentración de N-NO₃⁻ y N- NH₄⁺ entre el inicio y el final de la incubación fue muy significativa en todos los tratamientos (Cuadro 4.3.).

Cuadro 4.3: Contenidos iniciales y finales de N-nitratos (N -NO₃⁻i (t:=0) y N -NO₃⁻f (t:170)) y N- amoniacal (N-NH₄⁺ i y N-NH₄⁺ f) (mg kg⁻¹). Valores promedio y desvíos estándar.

	N-NO ₃ ⁻ _i t=0	N-NO ₃ ⁻ _f t=170	N-NH ₄ ⁺ _i t=0	N-NH ₄ ⁺ _f t=170
SU ₁₈	14,1±0,7	143±2,3	64,1±2,5	21,6±2,8
SU ₃₀	17,2±0,7	138±0,9	69,0±4,0	28,5±0,4
SR ₁₈	23,0±2,8	353±9,4	99,0±5,2	182±7,1
SR ₃₀	28,5±0,4	401±1,9	98,2±4,3	168±6,3
R ₁₈	0,4±3x10 ⁻⁴	1,78±0,1	7,9±0,5	1,49±0,1
R ₃₀	0,4±9x10 ⁻³	2,59±0,1	8,0±0,2	1,52±0,1

En todos los tratamientos, el N-NO₃⁻ fue aumentando con el transcurso del tiempo de incubación, mientras que el N- NH₄⁺ disminuyó en SU y en R al tiempo que aumentó en SR, resultando la magnitud de la variación diferente para cada uno de los materiales incubados.

La temperatura afectó la disponibilidad del N-NO₃⁻ en S y R dependiendo del tratamiento evaluado (Cuadro 4.4). En el suelo (SU), el incremento en la concentración de N-NO₃⁻ fue mayor a 18 °C mientras que en R, este incremento fue mayor a 30 °C. En SR, el incremento en la concentración de nitratos fue similar para ambas temperaturas.

No se observaron efectos de la temperatura de incubación sobre la variación en el contenido de N amoniacal en ninguno de los tratamientos (Cuadro 4.4). El N mineral (Nm) que representa la suma del contenido de N-NO₃⁻ más el N-NH₄⁺, fue afectado por los

tratamientos. En el tratamiento SU (suelo solo), el valor de esta variable se ubicó dentro de un rango de 74 - 256 mg kg suelo⁻¹ para 18 °C y entre 81 - 281 mg kg⁻¹ para 30 °C.

Cuadro 4.4: Comparación de la variación en el contenido de N-nitratos (N -NO₃⁻i y N -NO₃⁻f) y N-amoniacal (N-NH₄⁺i y N-NH₄⁺f) (mg kg⁻¹) para las temperaturas de incubación 18°C y 30°C.

	Δ N-NO ₃ ⁻		valor p	Δ N-NH ₄ ⁺		valor p
	18 °C	30 °C		18 °C	30 °C	
SU	129,0±2,8*	121,0±1,3*	0,01	-43,0± 5,2	-41,0±6,7	0,96
SR	330,0±9,1	327,0±3,4	0,59	71,0±10,6	84,0±3,5	0,32
R	1,4±0,1	2,2±0,1	0,01	-6,4± 0,7	-6,5±0,2	0,85

El símbolo Δ significa diferencia entre el contenido inicial y final de N en cada compuesto, los valores positivos son incrementos y los negativos son disminuciones de los valores medidos al inicio de la incubación. Se realizó un análisis de varianza y cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas se realizó test LSD, α : 0,05.

La incorporación de RAC al suelo (SR) produjo un incremento de esta variable respecto de SU con rangos de 118 - 568 mg kg⁻¹ para 18°C y entre 161 y 630 mg kg⁻¹ para 30°C. En R, la disponibilidad de Nm disminuyó con el tiempo de incubación y se ubicó en un rango de 19,96-0,8 mg kg⁻¹ para 18°C y 19,78-0,59 para 30°C. El contenido de Nm en SU (suelo solo) se estabilizó entre los 35 y 50 días cuando se incubó a 18 y 30 °C, momento en el cual alcanzó entre un 90-95% de su valor máximo (Figura 4.1 A). Al comparar las funciones a 18 °C y 30 °C se observó que no hubo efecto de la temperatura sobre la disponibilidad del Nm ($p = 0,38$). En SR, el N mineral se estabilizó y alcanzó su máximo valor aproximadamente a los 100 días de incubación (Figura 4.1 B), observándose además, un efecto significativo ($p=0,001$) de la temperatura sobre esta variable siendo la disponibilidad de Nm mayor a 30 °C. En el caso del tratamiento R, se observó que el contenido de Nm disminuyó durante el transcurso de la incubación y se observó un efecto significativo de la temperatura sobre el contenido de Nm ($p<0,01$). En este caso, las curvas presentaron diferencias en las pendientes y en el momento en que alcanzaron el plateau

cada una de ellas. La curva para 30 °C mostró una pendiente mayor y su punto de inflexión fue a los 6 días, mientras que la pendiente de la curva para 18 °C resultó más suave con el punto de inflexión a los 17 días (Figura 4.1 C).

Figura 4.1: Evolución del N mineral ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) en función del tiempo para suelo solo (SU) (A), suelo con RAC (SR) (B) y RAC solo (R) (C). Los símbolos llenos y líneas continuas representan los datos determinados en incubaciones a 30 °C y los símbolos vacíos y líneas

punteadas los determinados en incubaciones a 18 °C. El gráfico C se realizó a una escala menor que A y B para permitir la mejor visualización de los datos. Los valores graficados surgen del promedio de 3 repeticiones.

El efecto *priming* aparente (EPA) para el nitrógeno fue significativo para ambas temperaturas de incubación ($p < 0,001$ y $p < 0,001$ para 18 °C y 30 °C respectivamente). En las Figuras 4.2 A y B se puede observar que el incremento de Nm fue superior en SR que cuando se suma el promedio ponderado de SU y R en la mezcla, mostrando así que la incorporación de RAC estimuló la mineralización de N.

Figura 4.2: Comparación de la evolución del N mineral en tratamiento SR (línea y puntos rellenos) y la suma del promedio ponderado de R y SU por separado. Líneas punteadas y símbolos vacíos indican incubaciones a 18 °C (A) y a 30 °C (B)

La tasa de mineralización de SU fue mayor que la de SR al comienzo de la incubación, mientras que esta última mostró una tasa de liberación más atenuada y prolongada en el tiempo (Figura 4.3). La temperatura influyó en la magnitud de esa tasa de liberación, siendo mayor a 30°C.

Figura 4.3: Tasa de mineralización de N en tratamiento SR (línea continua) y SU (líneas punteadas) en incubaciones a 18 °C (A) y a 30 °C (B)

4.4.2 FÓSFORO

En todos los tratamientos se observó un incremento del P extractable (Cuadro 4.5) al final del periodo de incubación. Sin embargo, la evolución de la disponibilidad de P a lo largo del período de incubación no mostró una tendencia clara, razón por la cual no fue posible representarla mediante una función matemática. Esto se debe a la interacción del P con la matriz del suelo que por efecto del pH y el aporte de ácidos orgánicos del RAC puede afectar los equilibrios de sorción/desorción y solubilización/precipitación de este nutriente (Galantini *et al.*, 2005).

Cuadro 4.5: Variación de P extractable para los tratamientos y temperaturas de incubación. ΔP : Diferencia entre la concentración de P_{BRAY} al inicio y fin de la incubación. Cada valor de la tabla representa el valor promedio de tres repeticiones ($n=3$) y su desvío estándar (DS)

Tratamiento	$P_{BRAY} (mg\ kg^{-1})$		ΔP
	t: 0	t:170	
SU ₁₈	10,67±0,61	15,92±0,59	5,25
SU ₃₀	9,44±0,10	15,91±0,31	6,47
SR ₁₈	19,40±2,52	25,47±0,74	6,07
SR ₃₀	20,00±1,26	24,81±1,08	4,81
R ₁₈	29,11±0,96	37,34±1,98	8,23
R ₃₀	30,20±1,07	35,10±0,73	4,90

El porcentaje de variación del P a lo largo de la incubación respecto del valor inicial se ubicó dentro de un rango de 16 y 68 % siendo menor en el RAC y mayor en SU.

La baja magnitud del incremento del P_{BRAY} al final de la incubación podrían estar indicando que hubo liberación de P desde la matriz sólida del suelo (fracción inorgánica desorción y solubilización y en menor proporción por mineralización de la fracción orgánica de P) o que esa diferencia entre los momentos medidos podría haber a que el P haya sufrido procesos de adsorción o inmovilización. Para evaluar si existieron diferencias en la disponibilidad de P por efecto de la temperatura, se compararon mediante un ANOVA los valores de esta variable para cada temperatura y tratamiento. Los valores utilizados para la comparación fueron los determinados en las tres últimas fechas, momento en el cual dichos valores se estabilizaron (Cuadro 4.6). Se observó que la temperatura no afectó la disponibilidad de P en ninguno de los tratamientos.

Cuadro 4.6: Valor de P_{BRAY} en las tres últimas fechas de medición (105, 140 y 170 días) y valor p de la comparación de las dos temperaturas (18°C y 30°C) dentro de cada tratamiento (SU, SR y R).

Tratamiento	P_{BRAY} mg kg ⁻¹			valor p
	t:105	t:140	t:170	
SU ₁₈	15,60	16,11	15,92	0,74
SU ₃₀	16,21	14,20	15,91	
SR ₁₈	23,46	23,09	24,81	
SR ₃₀	23,24	24,99	26,80	0,31
R ₁₈	35,83	37,25	37,42	
R ₃₀	34,64	35,22	35,09	

Valores $p < 0,05$ indican diferencias significativas entre tratamientos

Para el P, el EPA se evaluó mediante un ANOVA donde se comparó el P_{BRAY} del tratamiento SR con el P_{BRAY} obtenido de la suma del promedio ponderado de esta variable en el tratamiento SU y R solo. Para la comparación, se utilizaron las determinaciones obtenidas en las mismas fechas en que se realizó el análisis anterior. El resultado de esta comparación demostró que tanto para 18 °C como para 30 °C se observó un aumento en la disponibilidad de P P_{BRAY} aunque no puede adjudicarse directamente al EPA debido a los distintos equilibrios entre el P labil y la matriz solida del suelo (Cuadro 4.7).

Cuadro 4.7: Valor de P_{BRAY} en las tres últimas fechas de medición para SR y SU+R y valor p de la comparación entre los tratamientos para cada temperatura.

Tratamiento	t:105	P_{BRAY}		valor p
		t:140	t:170	
SR _{18°C}	23,46	23,09	23,24	<0,01
SU+R _{18°C}	15,86	16,39	16,20	
SR _{30°C}	23,24	24,99	26,80	<0,01
SU+R _{30°C}	16,45	14,80	16,16	

SR (suelo con RAC), SU+R (suma de valores obtenidos del promedio ponderado de SU solo y R solo). Valores de $p < 0,05$ indican diferencias significativas entre tratamientos

4.4.3 AZUFRE

La comparación de las curvas ajustadas de la evolución de S-SO_4^{-2} a cada temperatura en cada tratamiento permitió observar que no existieron diferencias significativas de esta variable en el suelo solo ($p=0,32$), mientras que en SR y en R se evidenciaron efectos de la temperatura sobre la concentración del S-SO_4^{-2} ($p<0,01$ y $p<0,05$). En SR, la mayor acumulación de sulfatos se observó a $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ mientras que en el RAC, el mayor valor se detectó a $18\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Figura 4.4).

El efecto *priming aparente* para el azufre se determinó mediante la comparación de la función ajustada de SR con la de la suma del promedio ponderado de S más R, para cada temperatura de incubación. En ambos casos, se observó que hubo diferencias muy significativas entre estas funciones ($p<0,0001$ para $18\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $30\text{ }^{\circ}\text{C}$). El EP se manifestó luego del día 49 cuando la incubación se realizó a menor temperatura mientras que a $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ este efecto se pudo detectar a partir del día 21 (Figura 4.5).

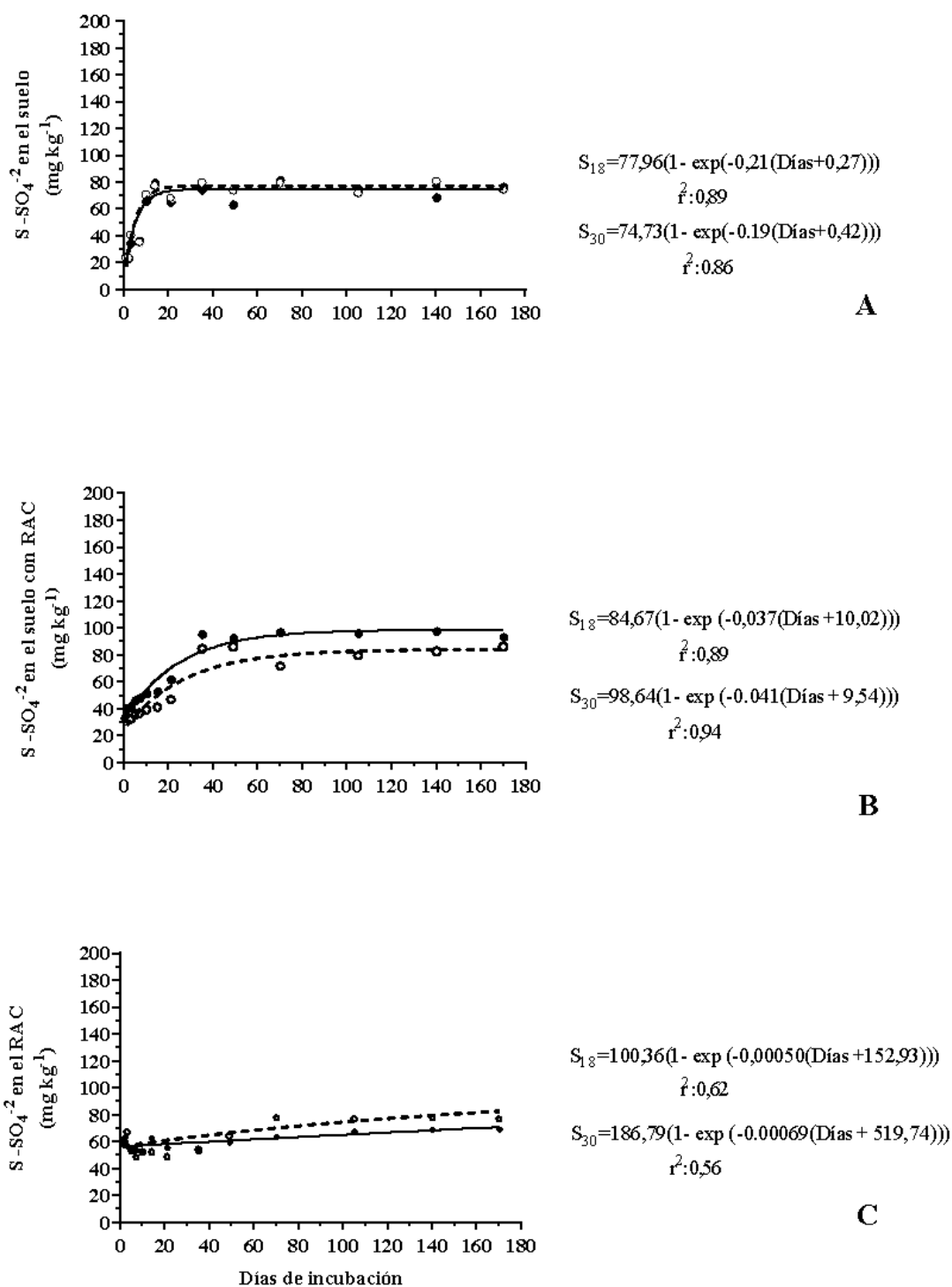


Figura 4.4: Concentración relativa de $S-SO_4^{2-}$ acumulado durante el periodo de incubación en el suelo solo (A), el suelo con RAC (B) y el RAC solo (C). Símbolos vacíos y línea punteada corresponden a incubaciones a 18°C, símbolos llenos y línea continua indican incubaciones a 30 °C.

Figura 4.5: Evolución del S en tratamiento SR (línea continua) y la suma del promedio ponderado de R y S por separado (línea punteada) a 18 °C (A) y a 30 °C (B).

Las Figuras 4.6 A y B muestran las tasas de mineralización del azufre para el suelo solo y el suelo con RAC. La tasa de mineralización del azufre en el suelo solo fue mayor que para SR, y alcanzó la estabilidad aproximadamente a los 21 días, mientras que en SR la tasa tuvo una menor pendiente y se estabilizó alrededor del día 100 de incubación.

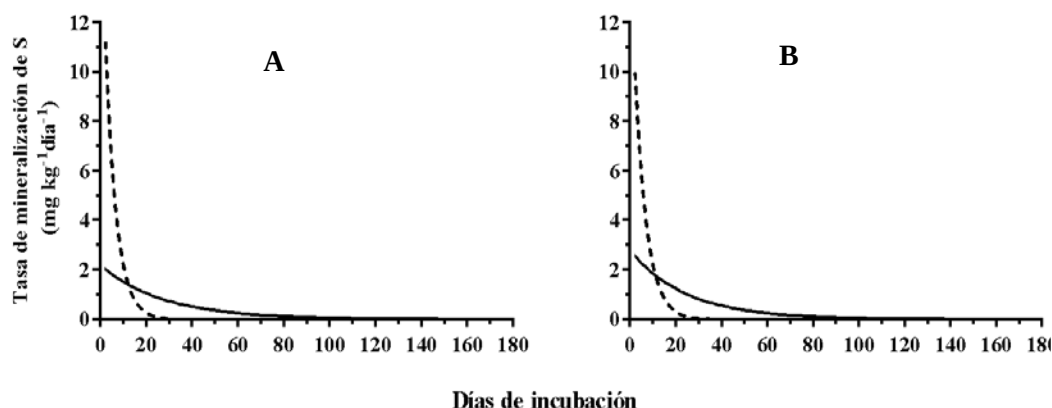


Figura 4.6: Tasa de mineralización de S en el tratamiento SR (línea continua) y en SU (líneas punteadas) en incubaciones a 18 °C (A) y a 30 °C (B).

4.4.4 CINC

La acumulación de Zn^{2+} en los tratamientos analizados mostró cierto patrón en función del tiempo, aunque no fue posible lograr un buen ajuste a una función matemática de los valores obtenidos. En las Figuras (4.7 A, B y C) se representa la concentración de Zn^{2+} al transcurrir los días de incubación, observándose que el Zn alcanzó un punto máximo cuya magnitud dependió del tratamiento y luego descendió, para finalmente estabilizarse.

Se analizó mediante un ANOVA el efecto de la temperatura sobre la disponibilidad de Zn en cada uno de los tratamientos tomando para la comparación las 3 últimas mediciones realizadas. Así, se observó que el aumento de la temperatura de incubación no afectó la disponibilidad de Zn en SU ($p=0,18$) ni en R ($p=0,12$) mientras que en SR se observó que la concentración final de Zn^{+2} fue mayor a mayor temperatura ($p<0,01$) (Figura 4.7).

Figura 4.7: Evolución del Zn^{2+} disponible en el suelo (A), en el suelo con RAC (B) y en el RAC solo (C) en función del periodo de incubación. Las líneas punteadas con puntos vacíos representan los valores determinados en incubaciones a 18 °C y líneas continuas con puntos llenos, a las incubaciones a 30 °C. Cada punto representa el valor promedio de tres repeticiones y las barras verticales indican el desvío estándar respecto del valor promedio.

4.4.5. ACTIVIDAD MICROBIANA - EMISIÓN DE CO₂:

Los valores de emisión de CO₂ durante la incubación se pueden observar en la Figura 4.8. Como resultado de la evaluación en cada tratamiento de la emisión de C-CO₂ en función de la temperatura, se observó que no hubo diferencias significativas entre las funciones ajustadas al set de datos en SU ($p=0,59$), mientras que en SR y en R la emisión de CO₂ fue afectada significativamente por la temperatura ($p<0,01$), resultando mayor a 30 °C en ambos tratamientos.

En la Figura 4.9 se pueden observar la emisión de CO₂ en el tratamiento SR y el estimado de la suma del promedio ponderado de S y R. A ambas temperaturas se observa que hubo diferencias significativas entre las curvas ($p<0,0001$ en ambos casos) indicando que existió un efecto *priming* por el agregado de RAC al suelo.

C-CO_2 en S
 T^{-1})

Figura 4.8: C-CO₂ emitido en el suelo solo (A), suelo con RAC (B) y RAC solo (C) Las líneas punteadas y puntos vacíos, a incubaciones a 18 °C y las líneas enteras y puntos llenos corresponden a incubaciones a 30 °C.

Figura 4.9: C-CO₂ emitido en el tratamiento SR (líneas continuas y triángulos llenos) y en las curvas ajustadas de la suma del promedio ponderado del S y R solo (líneas cortadas y triángulos vacíos). Incubaciones a 18 °C (A) incubaciones a 30 °C (B)

4.5 DISCUSIÓN

4.5.1 NITRÓGENO

Los valores de mineralización neta de N del suelo sin RAC observados en esta tesis coincidieron con los resultados informados por otros autores, para suelos de características similares (González, 2000; Villar y Quaino, 2001; Di Ciocco *et al.*, 2004). La

disponibilidad de Nm en el suelo sin RAC (SU) no se vio afectada significativamente por efecto de la temperatura, estabilizándose a los 50 días aproximadamente. Estos resultados pueden explicarse por la ausencia de incremento en la actividad microbiológica del suelo como respuesta al aumento de la temperatura (Figuras 4.1 A y 4.8 A). La falta de respuesta a este factor pudo deberse a la demanda energética no satisfecha de la biomasa microbiana al transcurrir el tiempo de incubación y las mayores temperaturas, a causa del insuficiente pool de C lábil del suelo.

La incorporación de RAC al suelo (tratamiento SR) promovió un porcentaje neto de mineralización de N que resultó 5 veces superior al del suelo sin RAC. El contenido de Nm se incrementó gradualmente con el aumento de las temperaturas. Por otra parte, esta variable no se estabilizó al final de la incubación, indicando que la mineralización de N en este tratamiento, se prolongaría más allá de los 170 días. Según distintos autores, la elevada concentración de N orgánico que presentan los residuos orgánicos y las temperaturas más cálidas tienen influencia sobre la mineralización de N ya que favorecen el incremento de la actividad microbiana y las reacciones bioquímicas implícitas en el proceso de mineralización (Griffin & Honeycutt, 2000; Watts *et al.*, 2010, Prasad, 2009; Cooperband *et al.*, 2002). En esta tesis se observó que el incremento del Nm, fue acompañado por una mayor emisión de CO₂, que varió entre un 100% y 180% respecto de la emisión de CO₂ en suelo solo. La provisión de la fuente nitrogenada del RAC con una relación C:N muy cercana a la relación de la biomasa microbiana estimuló su crecimiento (Gilmour *et al.*, 2003).

En la incubación del RAC solo, se observó una disminución del Nm que pudo haber sido causada por la pérdida de N como NH₃ volatilizado más marcada a 30 °C. La temperatura influye en la conversión de NH₄⁺ en NH₃ y genera también un aumento en la

tasa de difusión de este compuesto (Avnimelech & Laher, 1977; Fenn & Hossner, 1985; He *et al.*, 1999). Por otra parte, el pH es fundamental en el equilibrio entre NH_4^+ y NH_3 (Fenn & Hossner, 1985) y a pH por encima de 7, la concentración relativa de NH_3 puede aumentar mientras que la concentración de NH_4^+ disminuye (Koelliker & Kissel 1988; He *et al.*, 1999). En esta tesis, el pH alcalino del RAC (Cuadro 4.1) y las temperaturas fueron los factores que podrían haber provocado pérdidas por volatilización de N. Por otra parte, llama la atención que la magnitud de emisión de CO_2 en el RAC y en el SR fueron similares (valores dentro del mismo orden) mientras que la tasa de liberación de N_m en el RAC es menor situación que podría asociarse a un proceso de inmovilización de N_{mineral}. El efecto *priming* pudo comprobarse porque la liberación de CO_2 y el aumento de formas disponibles de N en el tratamiento SR fueron mayores que la suma del promedio ponderado del CO_2 y el N liberado en el suelo y en el RAC.

La tasa de mineralización de N del SR fue menor que la del suelo (Figura 4.3), esto se debe principalmente a que el RAC, por tratarse de un residuo compostado está formado por compuestos nitrogenados estables, asociados a ácidos fúlvicos y húmicos, razón por la cual su tasa de liberación es de moderada a lenta y más prolongada en el tiempo que el suelo sin aplicación de RAC (Laos *et al.*, 2000).

Asimismo, la alta correlación detectada entre el N acumulado y el CO_2 emitido en SR ($r: 0,93$, $p < 0,0001$) confirmó el efecto de la estimulación y crecimiento de la población microbiana frente a la disponibilidad de fuentes carbonadas y nitrogenadas incorporadas con el RAC.

4.5.2 FÓSFORO

La disponibilidad del P en los distintos tratamientos fue variando a lo largo de la incubación llegando a una fase de estabilización. El momento en que el P disponible se estabilizó fue aproximadamente a partir de los 105 días en todos los tratamientos. Se observó que antes de los 105 días, el P disponible tendió a aumentar; momento en que habría prevalecido la liberación de iones ortofosfato, producto de la mineralización de P orgánico o de la solubilización o desorción de P inorgánico. Después de los 105 días, se estableció un equilibrio entre la cantidad de P liberado por mineralización que aumentó la disponibilidad de P y la adsorción o fijación de fosfatos a la fase sólida que tendió a disminuir el Pd (P disponible). Adeli *et al.* (2005) observaron una tendencia similar tras haber investigado la disponibilidad de P en suelos con y sin agregado de cama de pollo.

La mayor disponibilidad de P que se detectó en SR podría ser explicada por una conjunción de varios factores:

1. El RAC tiene una alta proporción de formas fosforadas lábiles (Capítulo 3) que al incorporarse al suelo aumentan el P disponible. Varios autores mencionan que la incorporación de cama de pollo sin compostar o digestos provenientes de la digestión anaeróbica de este material, generaron un aumento en el Pd debido a la alta proporción de P en su composición (Reddy *et al.*, 1980, Preusch, 2002; Guppy *et al.*, 2005; Agbenin & Igbokwe, 2006; Gichangi, 2009). Así mismo, Pagliari & Laboski (2012) encontraron que las principales formas lábiles en el estiércol de aves eran inorgánicas (fosfatos de Mg y fosfatos de Ca amorfos). Estas formas establecen equilibrios de solubilización-precipitación que tienden a explicar mucho del comportamiento del P en suelos, junto con los procesos de sorción-desorción del

suelo y de la MO agregada (Cooperband & Good, 2002; Castan *et al.*, 2013 y Leconte *et al.*, 2011).

2. La liberación de iones ortofosfatos asociados a cationes intercambiables Ca^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} y Fe^{3+} , debido a la formación de ácidos orgánicos formados durante la mineralización de MO tanto nativa como la agregada con el RAC, que bloquean los sitios de adsorción de los fosfatos formando complejos (Iyamuremye *et al.*, 1996; Zhuo *et al.*, 2009; Zhang *et al.*, 2009, Mkhabela & Warman, 2005).
3. El aumento de la actividad microbiana luego de la aplicación de RAC, (verificado en esta tesis a partir del aumento de la liberación de CO_2) estimularía no solo la mineralización del P orgánico sino también la actividad enzimática. Según Speir *et al.* (2004), la aplicación de residuos orgánicos influye en la composición y la actividad de la biomasa microbiana que trae como consecuencia variaciones en la actividad enzimática. Las fosfatasas forman parte de este pool enzimático y son las encargadas de romper uniones P-O de estructuras orgánicas y liberar P a la solución.

La temperatura de incubación no afectó la disponibilidad de P en los tratamientos contrariamente a lo informado por Adeli *et al.* (2005). En un ensayo de incubación, estos autores, estudiaron el efecto de la temperatura sobre el P disponible y sus fracciones en distintos suelos enmendados con cama de pollo, observando que el P extractable disminuyó a mayor temperatura de incubación.

En ambas temperaturas de incubación se pudo comprobar que el P disponible en el tratamiento SR, una vez alcanzada su estabilización, fue significativamente mayor que el determinado mediante la suma del promedio ponderado de P en S y R. Estos resultados muestran que el agregado de RAC estimuló la liberación de P del suelo que podría deberse a que los compuestos orgánicos y sulfatos desplacen u ocupen los sitios de adsorción del P.

4.5.3 AZUFRE

El aumento en la disponibilidad de sulfatos observado en los tratamientos estudiados, podría asociarse a la mineralización de la MO del suelo (Föster *et al.*, 2012; Chapman, 1996; Franzluebbers & Stuedemann, 2001; Ghani *et al.*, 1992), así como a la mineralización de compuestos orgánicos azufrados del RAC o por la solubilización de sales inorgánicas presentes en este residuo. Estos autores refieren que, la disponibilidad de azufre proveniente de la mineralización de compuestos orgánicos azufrados depende principalmente de la relación C:S del compost agregado y su capacidad de mineralización, así como del contenido inicial de S en el suelo. Saviosi *et al.*, (2006) observaron que la cantidad de $S-SO_4^{2-}$ acumulado por mineralización en suelos con aplicación de compost correlacionó con los contenidos iniciales de C, N y S orgánico de los suelos. En cuanto a los procesos involucrados en la mineralización de S orgánico, McGill & Cole, (1981) han sugerido que existen dos procesos, uno biológico y otro bioquímico. El proceso biológico es impulsado por el consumo de C orgánico por los microorganismos para generar energía. Por lo tanto, el azufre que se une directamente al C en los compuestos orgánicos del suelo y se libera como sulfato (SO_4^{2-}) durante la oxidación de C a CO_2 , se considera esencialmente un subproducto de la búsqueda microbiana de energía. De la discusión anterior, queda claro que la demanda microbiana de C es una fuerza impulsora importante para la mineralización de S (Ganhi *et al.*, 1992) y que por lo tanto un aumento en la liberación de CO_2 iría acompañado de un aumento del SO_4^{2-} . Por otra parte, la mineralización bioquímica de S se define como la liberación de S inorgánico donde el S está ligado al C por uniones éster (las cuales representan el 50% del S orgánico según Sherer, (2009)) se libera por la hidrólisis que generan enzimas extracelulares y está regulada por la presencia de sulfatos en el suelo (McGill y Cole, 1981). La alta asociación de las variables CO_2 y S disponible ($r=0,88$, $p=$

0,0001) en SR y la similitud en las funciones ajustadas de las concentraciones de estas variables estaría indicando que el aumento de la concentración de sulfatos luego de la aplicación de RAC, sería consecuencia de un aumento de la actividad biológica. En el suelo sin RAC la estabilización de la curva de acumulación de $S-SO_4^{2-}$ (Figura 4.6A) se debe probablemente al agotamiento de las fuentes carbonadas del suelo que limitaron la mineralización de este nutriente hasta el final de la incubación, pudiéndose observar en la similitud de las funciones ajustadas de liberación de CO_2 y disponibilidad de sulfatos al transcurrir la incubación y la correlación entre estas dos variables ($r=0,80$, $p= 0,0008$).

En SR, la estabilización que se observa en las tasas de mineralización (Figura 4.6) podría deberse a que las concentraciones de $S-SO_4^{2-}$ (relación C:S del RAC y el suelo, 8 vs 84 respectivamente) alcanzaron un nivel tal, que generó la inhibición de la enzima sulfatasa afectando la mineralización bioquímica de este nutriente. Según Fitzgerald (1976) la actividad de las sulfatasas está regulada por la concentración de sulfato a través de la retroalimentación negativa.

El EPA se evidenció a partir de los 50 días en incubaciones a 18 °C y 21 días. Para las incubaciones a 30 °C, la acumulación de $S-SO_4^{2-}$ fue mayor en SR que en S+R. Sin embargo, Yang *et al.*, (2008) sugirieron que la ocurrencia de un EP luego del agregado de azufre elemental, sobre la dinámica de este efecto en función del tiempo. No existe información sobre estudios que hayan medido la ocurrencia de EPA debido a la incorporación de residuos orgánicos animales y ni en RACs. La menor acumulación de sulfatos en los primeros 50 días podría deberse a que la incorporación de RAC al suelo pudo haber generado inmovilización de S del RAC o aumentado los sitios de adsorción en el suelo, que desequilibraron el balance entre sulfato mineralizado y sorbido y, pasado este periodo, la mineralización prevalece por lo que el sulfato comienza a aumentar su disponibilidad en SR.

4.5.4 CINC

La evolución del Zn en función del tiempo de incubación mostró la misma tendencia en todos los tratamientos, observándose una primera etapa que se extendió hasta los 70 días para S y SR, en los cuales la concentración de Zn extractable aumentó respecto del contenido al inicio de la incubación, siendo este periodo menor para el RAC (50 días). La mayor concentración de Zn observada en SR respecto del resto de los tratamientos, tanto al inicio de la incubación como cuando alcanzó su punto máximo, puede ser atribuida a la incorporación de formas intercambiables y moderadamente lábiles presentes en el RAC donde estas fracciones representan aproximadamente un 15% del contenido total (Capítulo 3). Luego de esta etapa, se observó un descenso del contenido de Zn, que podría deberse a la interacción de este nutriente con la fase sólida orgánica o inorgánica del suelo (Acosta *et al.*, 2011) o a la redistribución del Zn extractable hacia fracciones del suelo de menor labilidad (Kuo *et al.*, 2004). La incorporación de MO estable (RAC) al suelo según Almås *et al.* (2006) y Skrbic & Djurisc-Mladenovic (2010) modifica el pH, la CIC y el contenido de sales del mismo que afecta la dinámica de los procesos sorción/desorción y precipitación/disoluciones responsables de la disponibilidad del Zn.

Finalmente, en una tercera etapa, el contenido de Zn se estabilizó, situación que ocurrió a los 105 días y que se correspondería con un equilibrio entre las formas precipitadas y acomplejadas con las formas de Zn en solución. La comparación de S+R con SR mostró que este tratamiento presentó una mayor disponibilidad de Zn que podría atribuirse a una estimulación en la mineralización de la MOS que generó una mayor cantidad de ácidos orgánicos de distinta labilidad pudiendo aumentar inicialmente la concentración de Zn^{2+} por desplazamiento de este nutriente desde complejos lábiles y

posteriormente disminuir su concentración por la formación de complejos más estables (Alloway, 2008).

4.6 CONCLUSIÓN Y CONTRASTE DE HIPÓTESIS

Las hipótesis planteadas:

Hipótesis a: *“La incorporación de RAC al suelo promoverá un efecto priming que se verá reflejado en el aumento de la disponibilidad de los nutrientes; de N y S en mayor proporción y P y Zn en menor incremento. Dicho incremento será mayor a mayor temperatura.”*

Se acepta. La incorporación de RAC al suelo generó un aumento de las formas disponibles de N y S por aumento en la actividad microbológica. Las tasas de liberación de estos nutrientes fueron más lentas y prolongadas en el tiempo, factor que debe tenerse en cuenta a la hora de elegir estos residuos para aplicaciones a campo. Las temperaturas más cálidas generan una mayor disponibilidad de Nm derivado del RAC por lo que se esperaría que en épocas invernales el N disponible será menor debido a una disminución en la tasa de mineralización. Además, se pudo comprobar que el agregado de RAC generó un EPA ya que tanto la suma de las formas disponibles de N como las de S medidas individualmente fueron significativamente menores que las formas de estos nutrientes medidas en el suelo con RAC indicando la existencia de este proceso.

El P disponible también se incrementó al agregar el RAC aunque llega a un proceso de estabilización que no dependerá de la temperatura sino del equilibrio que se produzca entre formas solubles y adsorbidas y/o precipitadas y el P orgánico mineralizado luego de la aplicación del RAC.

El Zn disponible disminuyó luego de la aplicación de RAC ya que es adsorbido por sustancias orgánicas generadas durante la mineralización del RAC formando complejos estables.

Hipótesis b: *“La temperatura afectará la disponibilidad de nutrientes del suelo que será mayor a mayores temperaturas particularmente para N y S ya que regulará en forma directa la mineralización cuando se agrega RAC.”*

Se acepta. La disponibilidad de los nutrientes estudiados aumentó luego de la aplicación de RAC siendo la magnitud de esta variación mayor a mayor temperatura. En caso del N y S la temperatura influyó en forma directa sobre la actividad microbiana que provocó una mayor mineralización de estos nutrientes aumentando su disponibilidad.

CONCLUSIONES

Los resultados discutidos en este capítulo permiten extraer las siguientes conclusiones:

Se observó efecto *priming* aparente para el N y S cuando se incorporó RAC al suelo. La evolución de la variación de P labil fue positiva ya que se observó un aumento de la disponibilidad de P_{BRAY} del suelo luego de la incorporación de RAC aunque no se puede considerar que fue debido al EP. El Zn disponible disminuyó luego de la aplicación de RAC. La concentración de las formas disponibles de N, P y Zn se estabilizaron luego de los 100 días de incubación mientras que las de S se estabilizaron alrededor del día 80 de incubación. La tasa de mineralización de N y S del suelo con RAC fue más lenta y prolongada en el tiempo que la del suelo sin aplicación de RAC.

CAPÍTULO 5

ABSORCIÓN DE N, P, S Y Zn EN CULTIVOS FERTILIZADOS CON RAC

5.1 INTRODUCCIÓN

Numerosos estudios han demostrado que la cama de pollo sin compostar, principal residuo aviar de la producción de pollos para carne, puede ser considerada una fuente efectiva para mejorar la fertilidad edáfica (Hirzel *et al.*, 2007; Tewolde *et al.*, 2009; Watts & Torbert, 2011). Así, esta fuente puede ser equiparada con los fertilizantes sintéticos como lo demostraron Mitchell & Tu (2005) quienes observaron que los rendimientos relativos de maíz y algodón fueron semejantes cuando se aplicaron cama de pollo y nitrato de amonio a la misma dosis de N total. Asimismo, Hirzel *et al.* (2007) informaron resultados similares en respuesta a la aplicación en maíz. Estos autores, informaron que no se establecieron diferencias en la absorción de nutrientes (N, P, K, Ca y Mg) entre CP o una aplicación de fertilizante inorgánico como resultado de evaluar la influencia de la aplicación de CP sobre la absorción de nutrientes en el maíz para silo. Estos hallazgos sugieren que la CP podría ser una fuente de nutrientes tan adecuada como las fuentes inorgánicas. No obstante ello, para su utilización es preciso tener en cuenta características que la diferencian de los fertilizantes sintéticos tradicionales.

En las fuentes orgánicas, como el residuo aviar compostado (RAC), nutrientes esenciales como el N y el S, se presentan mayormente en forma orgánica siendo necesaria la mineralización para estar biodisponibles.

Los factores climáticos inciden tanto en la actividad microbiana responsable de la mineralización y posterior disponibilidad de nutrientes provenientes de los fertilizantes orgánicos, como sobre la absorción y partición de nutrientes en los cultivos por su acción

directa sobre la planta (Eghball, 2000; Griffin & Honeycutt, 2000; Sistani *et al.*, 2008; Del Pino *et al.*, 2008). Es por ello, que se espera que la tasa de liberación de nutrientes al suelo por mineralización del RAC muestre diferencias entre cultivos de invierno y verano.

Otra característica no menos importante de los residuos orgánicos es la proporción desbalanceada que guardan los nutrientes que lo componen en relación con los requerimientos de los cultivos y su presencia relativa en el suelo. Esta condición puede afectar la absorción y acumulación de nutrientes en el cultivo, además de causar problemas ambientales. Específicamente, el desbalance de N y P en los RAC puede generar un exceso de P en el caso de que las dosis fueran formuladas en función de los requerimientos de N. La aplicación de este criterio puede promover pérdidas de los excedentes por escorrentía, así como acumulación rápida de P y micronutrientes en el suelo. Por otra parte, si la dosis de RAC se calcula en función de los requerimientos de P, la oferta de N resultará insuficiente para cubrir los requerimientos de los cultivos restringiendo los rendimientos esperados y requiriendo de la suplementación con otra fuente complementaria (Bolan *et al.*, 2010; Reddy *et al.*, 2009). Es por ello, que el criterio que se aplique para calcular la dosis de RAC es considerado un aspecto fundamental que incide en la performance de estos residuos en el suelo.

En este contexto, un aspecto poco abordado y vinculado al criterio de cálculo de la dosis de RAC, es el efecto del RAC aplicado al suelo sobre la estequiometría de los nutrientes en la planta ya que es muy diferente a la de los cultivos (Capítulo 3). En las plantas, la relación entre los nutrientes está regulada en parte por la disponibilidad de los nutrientes en el suelo en combinación con la capacidad de absorción de la planta. Diferencias en la proporcionalidad entre los nutrientes de un cultivo respecto de estas relaciones determinadas en función de los requerimientos promedio indicarían el exceso o

déficit de estos nutrientes para el cultivo. Se ha reportado que, cambios en la disponibilidad de nutrientes del suelo pueden afectar directamente la absorción de nutrientes de las plantas y, por lo tanto, alterar la relación estequiométrica de las mismas (Han *et al.*, 2005, 2011; Yuan & Chen, 2015). Varios autores coinciden en informar que el contenido de N y P de la planta mejora al aumentar la disponibilidad de N y P del suelo (Xia & Wan, 2008; Yuan & Chen, 2015; Li *et al.*, 2016). El estudio de las relaciones estequiométricas del cultivo sobre el que se aplica el RAC solo o complementado con fertilizantes inorgánicos, permitiría definir si el desbalance de nutrientes de dicho residuo a partir de distintas dosis aplicadas afecta al cultivo, condicionando su respuesta al rendimiento.

De lo antedicho surge la necesidad de un análisis que permita describir cuantitativamente los efectos del RAC sobre la productividad de los cultivos, la absorción de nutrientes y su estequiometría así como su dinámica en el sistema suelo planta.

El objetivo del presente capítulo fue evaluar el efecto de la aplicación de dos dosis contrastantes de RAC, calculadas en base a los requerimientos de N y P de los cultivos, sobre el rendimiento, absorción y destinos de N, P, S y Zn en un cultivo de verano y otro de invierno.

5.2 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Objetivo I:

Evaluar el efecto de una única aplicación de dos dosis contrastantes de RAC, una basada en los requerimientos de N (dosis alta) y la otra de P (dosis baja complementada con N inorgánico hasta cubrir el requerimiento de este nutriente), sobre el rendimiento de trigo (invernal) y maíz (estival).

Hipótesis a: El rendimiento del trigo no variará entre los tratamientos con RAC aplicado en dosis calculadas en base al requerimiento de N o de P ya que los aportes de N en ambos tratamientos están equiparados y el requerimiento de P del cultivo será satisfecho por el contenido de P presente en ambas dosis.

Hipótesis b: El rendimiento del maíz se verá favorecido por el tratamiento con RAC aplicado en dosis calculadas en base al requerimiento de N ya que la elevada demanda de N del maíz será mejor satisfecha por la fuente orgánica, considerándose el aporte de P suficiente para el objetivo de rendimiento. Dicho tratamiento aportará N durante un período más prolongado que la urea sincronizando mejor con el período de absorción del maíz.

Objetivo II:

Determinar cómo afecta la aplicación de RAC en dosis alta y baja la absorción y partición del N-RAC, P-RAC, S-RAC y Zn-RAC en trigo y maíz.

Hipótesis: En el suelo fertilizado con RAC calculado en base al requerimiento de P del cultivo (complementada con N inorgánico) se observarán niveles de nutrientes absorbidos similares al tratamiento que recibió la dosis de RAC calculada en función del requerimiento de N del cultivo.

Objetivo III:

Estimar el efecto de la aplicación de RAC en dosis alta y baja sobre las relaciones estequiométricas entre N, P, S y Zn en el trigo y maíz.

Hipótesis: Tanto en trigo como en maíz, las relaciones del N con el resto de los nutrientes se verán aumentadas respecto del control cuando se aplica la mayor dosis de

RAC en virtud de una mejor eficiencia de absorción de este nutriente y del aporte no limitante del resto de los nutrientes aportados.

5.3 MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción general del experimento

El ensayo se realizó en un establecimiento localizado en el partido de Luján, Provincia de Buenos Aires (34°40'36,2"S - 59°06'22,4"W). Una vez seleccionado el lote, y luego de caracterizarlo químicamente se sembraron, bajo un sistema de siembra directa en condiciones de secano y en dos campañas consecutivas, un cultivo de invierno (trigo) y otro de verano (maíz), los cultivos más utilizados en la rotación agrícola más difundida en la Pradera Pampeana. Las siembras se realizaron el 10 de agosto de 2016 y el 11 de octubre de 2017. Los ciclos de ambos cultivos abarcaron una amplia variación de temperatura y precipitaciones.

Durante su período de crecimiento y desarrollo, los cultivos se mantuvieron en condiciones sanitarias adecuadas a sus requerimientos. La cosecha del trigo se realizó el 17 de diciembre de 2016 mientras que la de maíz fue el 30 de marzo de 2018.

Caracterización del suelo y los RAC

La caracterización general del suelo y del RAC utilizado para los cultivos de trigo y maíz se detallan en los Cuadros 5.1 y 5.2, respectivamente.

Cuadro 5.1: Datos analíticos iniciales del suelo y el RAC utilizado en el ensayo de trigo.

SUELO		RAC I	
pH _(1:2,5)	5,70	pH _(1:5)	8,21
CE _(dSm⁻¹)	0,08	CE _(dSm⁻¹)	5,76
COT _(g.kg⁻¹)	17,40	COT _(g.kg⁻¹)	223
NT _(g.kg⁻¹)	1,50	NT _(g.kg⁻¹)	17,04
PT _(g.kg⁻¹)	0,53	PT _(g.kg⁻¹)	11,30
ST _(g.kg⁻¹)	0,15	ST _(g.kg⁻¹)	27,05
ZnT _(mg.kg⁻¹)	50,74	ZnT _(g.kg⁻¹)	0,51
N-NO ₃ ⁻ _(mg.kg⁻¹)	14,95	CaT _(g.kg⁻¹)	43,30
P _{BRAY} _(mg.kg⁻¹)	7,73		
S-SO ₄ ²⁻ _(mg.kg⁻¹)	18,01		
Zn _{DTPA} _(mg.kg⁻¹)	0,87		

COT: carbono orgánico total; CE conductividad eléctrica. NT: nitrógeno total. PT: fósforo total; ST: azufre total. ZnT: Zn total; N-NO₃⁻ Nitrogen en nitratos ; P_{BRAY}: fósforo extractable ; S-SO₄²⁻: Azufre en sulfatos; Zn_{DTPA}: Zn extractable con DTPA.

Cuadro 5.2: Datos analíticos iniciales del suelo y el RAC utilizado en el ensayo de maíz.

SUELO		RAC II	
pH _(1:2,5)	5,70	pH _(1:5)	7,90
CE _(dSm⁻¹)	0,07	CE _(dSm⁻¹)	7,31
COT _(g.kg⁻¹)	21,10	COT _(g.kg⁻¹)	24,09
NT _(g.kg⁻¹)	1,60	NT _(g.kg⁻¹)	27,30
PT _(g.kg⁻¹)	0,62	PT _(g.kg⁻¹)	23,20
ST _(g.kg⁻¹)	1,52	ST _(g.kg⁻¹)	17,90
ZnT _(mg.kg⁻¹)	43,59	ZnT _(g.kg⁻¹)	0,69
N-NO ₃ ⁻ _(mg.kg⁻¹)	12,62	CaT _(g.kg⁻¹)	38,11
P _{BRAY} _(mg.kg⁻¹)	3,87		
S-SO ₄ ²⁻ _(mg.kg⁻¹)	22,31		
Zn _{DTPA} _(mg.kg⁻¹)	1,54		

COT: carbono orgánico total; CE conductividad eléctrica. NT: nitrógeno total. PT: fósforo total; ST: azufre total. ZnT: Zn total N-NO₃⁻ Nitrogen en nitratos ; P_{BRAY}: fósforo extractable ; S-SO₄²⁻: Azufre en sulfatos; Zn_{DTPA}: Zn extractable con DTPA.

Diseño experimental y tratamientos:

El diseño experimental fue de bloques completos aleatorizados (DBCA), con 1 factor (dosis de RAC), dos niveles (alto y bajo) y un control sin agregado de RAC. Cada tratamiento contó con 4 repeticiones resultando 12 unidades experimentales.

Las dosis de RAC se calcularon teniendo en cuenta:

- un rendimiento objetivo que se determinó en base al rendimiento promedio de las últimas 7 campañas en el establecimiento.
- el contenido de N y P total del RAC.
- el contenido de N-Nitrato del suelo previo a la siembra de cada uno de los cultivos.

Los tratamientos aplicados y su cálculo se describen a continuación y se detallan en los Cuadros 5.3 y 5.4

Dosis de RAC calculada en base a los requerimientos de N de los cultivos (RAC-N)

(Cooperband et al., 2002)

$$\text{RAC-N (Mg RAC-MS ha}^{-1}\text{)} = N_{\text{REQ}} / (\text{NT}_{\text{RAC}} - \text{Nm}_{\text{RAC}}) * F + \text{Nm}_{\text{RAC}} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

RAC-N es la dosis de RAC calculada en base a los requerimientos de N de los cultivos

$$N_{\text{REQ}} = \text{REQ-N (Kg N ha}^{-1}\text{)} - N_{\text{SU}} (\text{kgN ha}^{-1}) \quad (\text{Ec. 2})$$

$$\text{REQ-N (kg N ha}^{-1}\text{)} = \text{Req prom (kg N Mg grano}^{-1}\text{)} * \text{REND (Mg grano ha}^{-1}\text{)} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde:

REQ- N (kg N ha⁻¹): Requerimiento de nitrógeno del cultivo.

Req prom (kg N Mg grano⁻¹): el requerimiento promedio de N (kg N Mg grano⁻¹), se consideró un valor de 30 kg de N por Mg de grano trigo (García & Reussi Calvo, 2014) y de 22 kg de N por Mg de grano maíz (Echeverría, 2014).

REND es el rendimiento objetivo que para el trigo fue de 3,8 Mg ha⁻¹ (valor de rendimiento promedio obtenido en el establecimiento en los últimos 7 años)

N_{SU}: N- nitratos + N mineralizado

Donde:

N- nitratos (kg ha⁻¹): N -NO₃⁻ en suelo a la siembra kg ha⁻¹ (medido a 0-40 cm de profundidad para el trigo y 0-60 cm para maíz)

N mineralizado (N-NO₃⁻ kg ha⁻¹): N mineralizado en el ciclo del cultivo a partir de NT (trigo: coeficiente de mineralización del N org: 0,8% y maíz coeficiente de mineralización del N org.: 2%) (Alvarez et al,2015).

NT_{RAC}: cantidad de NT por Mg de RAC.

Nm_{RAC} (kgN MgRAC⁻¹): Nivel de N mineral (N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺) estimado como el 14% del NT del RAC (Determinado en Capitulo 3).

F: representa la proporción de N mineralizado en el RAC determinado en la incubación Se adopta el valor promedio de 25% para ambos cultivos obtenido en el ensayo de incubación realizado y detallado en el Capítulo 4 de esta tesis.

Dosis de RAC calculada en base a los requerimientos de P de los cultivos (RAC-P)

$$\text{RAC-P (kg PT Mg RAC-MS ha}^{-1}\text{)} = \text{REQ- P/ P-RAC} \quad (\text{Ec.4})$$

Donde:

$$\text{REQ- P (kgP Mg grano): Req prom (kg P Mg grano}^{-1}\text{) x REND (Mg grano ha}^{-1}\text{)}$$

REND (Mg ha⁻¹): es el rendimiento objetivo que para el trigo Req prom (kg P Mg grano⁻¹):

Para el cultivo de trigo y para el maíz se consideraron 4,5 kg P Mg grano (Reussi Calvo, 2014) y de 4 kg P Mg grano, respectivamente.

P-RAC (kg P Mg MS-RAC): P total contenido en el RAC.

Cuadro 5.3: Tratamientos aplicados al trigo. C: control; RAC-P: residuo aviar compostado (baja dosis) RAC-N: residuo aviar compostado (alta dosis)

	TRATAMIENTOS EN TRIGO		
	C	RAC-P	RAC-N
Dosis de RAC (kg RAC-MS ha ⁻¹)	0	1250	5000
Dosis equivalente de N (kgN ha ⁻¹)	0	22 (N-RAC) 65,5 (N-Urea)	87,5 (N-RAC) -
Dosis equivalente de P (kgP ha ⁻¹)	0	17	55
Dosis equivalente de S (kgS ha ⁻¹)	0	35	140
Dosis equivalente de Zn (kgZn ha ⁻¹)	0	0,65	2,5

Cuadro 5.4: Tratamientos aplicados al maíz. C: control; RAC-P: residuo aviar compostado (baja dosis) y RAC-N: residuo aviar compostado (alta dosis);

	TRATAMIENTOS EN MAIZ		
	C	RAC-P	RAC-N
Dosis de RAC (kg RAC-MS ha ⁻¹)	0	1700	6250
Dosis equivalente de N (kg N ha ⁻¹)	0	46 (N-RAC) 122 (N-Urea)	168 (N-RAC) -
Dosis equivalente de P (kg P ha ⁻¹)	0	40	143
Dosis equivalente de S (kg S ha ⁻¹)	0	31	112
Dosis equivalente de Zn (kg Zn ha ⁻¹)	0	1,2	4,4

d) Determinaciones.

En suelo:

Previo a la siembra de cada cultivo, se caracterizó el suelo de acuerdo a la metodología empleada en el ensayo de incubación detallado en el Capítulo 4 de esta tesis.

En planta:

La fenología de los cultivos fue monitoreada regularmente usando la escala de Zadoks *et al.* (1974) para trigo y Ritchie y Hanway (1982) para maíz.

Se tomaron muestras de la parte aérea de cada cultivo al inicio del estadio reproductivo recolectando 3 m lineales en antesis para el trigo, y en VT para el maíz. Al final del ciclo se cosecharon las plantas de 2 m² en trigo y 5 surcos de 2 m lineales en maíz. Además, en el maíz se recolectaron 20 espigas al azar de cada una de las parcelas para la determinación del rendimiento.

Una vez recolectadas las muestras, se secaron a 60° C hasta su constancia en peso y se determinó el peso seco.

Ambos cultivos se trillaron con trilladora manual separándose el grano del rastrojo. El rastrojo fue homogeneizado y se extrajo en cada caso una muestra de aproximadamente 300 g luego de un cuarteo. Estas muestras fueron molidas y reservadas para el análisis de nutrientes en los tejidos. El rendimiento de ambos cultivos se determinó a partir del número de granos y el peso de mil granos y se expresó en kg ha⁻¹. Los nutrientes determinados en el material vegetal (biomasa al inicio de la etapa reproductiva, biomasa de rastrojo y grano a madurez) fueron N, P, S y Zn. El N total se midió por colorimetría luego de digerir las muestras según el método de Kjeldahl (Baethgen y Alley, 1989). El resto de los nutrientes (P, S y Zn) se determinó sobre un digesto de HNO₃ y H₂O₂ (Huang & Schulte, 1985)

cuantificándose, el P por colorimetría (Murphy & Riley, 1962), el S por turbidimetría (Johnson, 1987) y el Zn, por espectrofotometría de absorción atómica.

Una vez determinada la concentración de los nutrientes en las distintas partes de las plantas se estimó la cantidad total de nutriente absorbido (en kg ha^{-1}) a partir de la concentración del nutriente y la biomasa. La removilización de nutrientes se estimó restando al contenido de cada nutriente acumulado en antesis o inicio de floración el contenido de ese nutriente acumulado en el rastrojo en madurez fisiológica.

El IC de nutrientes se determinó como el cociente entre la cantidad de nutrientes en el grano y la cantidad total de nutriente en la biomasa aérea. Las relaciones estequiométricas entre los nutrientes en los cultivos se determinaron calculando el cociente de la concentración de cada par de nutrientes en el grano.

Análisis estadístico:

Los datos recolectados se analizaron mediante análisis de varianza (ANOVA) a un factor ($F=1$; $n=4$; $p<0,05$). También se realizaron análisis de regresión y correlación entre distintas variables medidas (Statistics 9, versión estudiantil).

5.4 RESULTADOS

5.4.1 TRIGO

a) Condiciones climáticas

Durante casi todo el periodo de crecimiento del trigo, el balance hídrico resultó positivo asegurando una adecuada provisión de agua (Figura 5.1).

Las temperaturas medias ocurridas durante el ciclo del cultivo oscilaron entre 11,5 y 22,5 °C. No se detectaron temperaturas extremas durante el período crítico de

determinación del rendimiento comprendido desde la elongación del tallo hasta 10 días después de la floración.

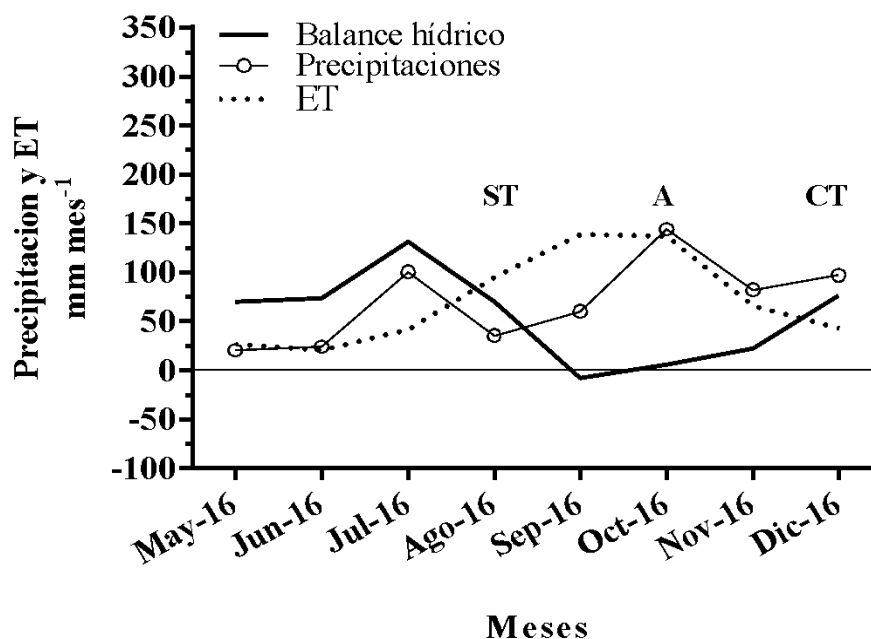


Figura 5.1: Evapotranspiración, precipitaciones y balance hídrico del cultivo de trigo. Las letras indican los momentos de la siembra (S), antesis (A) y cosecha (C) del cultivo de trigo

Rendimiento y producción de biomasa aérea (BA)

El rendimiento del trigo obtenido en el ensayo alcanzó un valor máximo de 4987 kg ha⁻¹ superando tanto al rendimiento promedio zonal (3,6 Mg ha⁻¹) como al rendimiento estimado (3,8 Mg ha⁻¹) utilizado para el cálculo de las dosis de RAC aplicadas en este experimento (Cuadro 5.2). La mayor dosis de RAC(RAC-N) generó una respuesta de 1263 kg ha⁻¹ siendo un 32% superior a RAC-P, que no se diferenció estadísticamente del control (Figura 5.2).

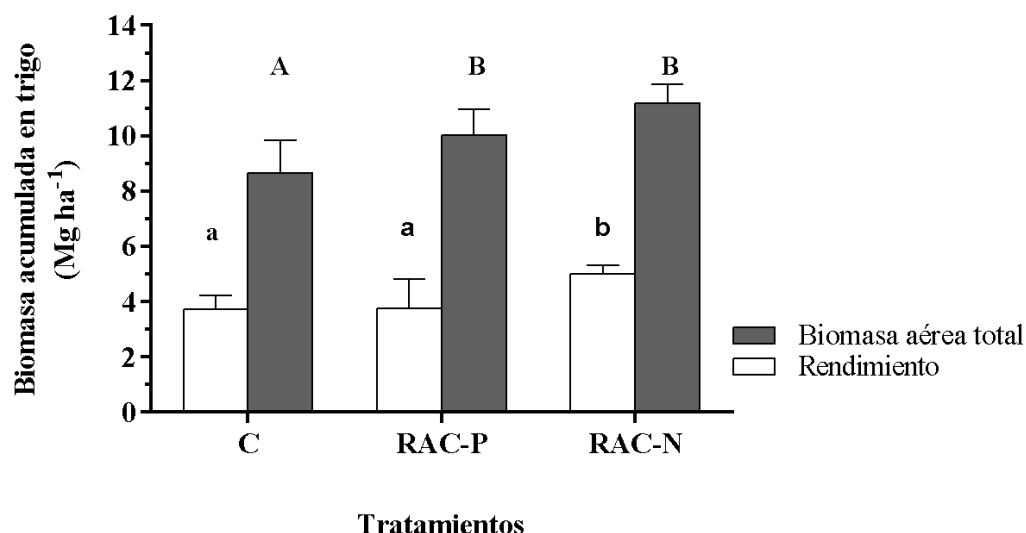


Figura 5.2: Rendimiento y biomasa aérea total del cultivo a madurez fisiológica del trigo para los tratamientos control (C), RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras iguales indican diferencias significativas entre tratamientos para $p > 0,05$. Las barras verticales sobre las columnas indican el desvío estándar del tratamiento.

La biomasa aérea acumulada hasta antesis (BA_{ANTESIS}) en el control representó el 47% de la biomasa total acumulada durante el ciclo completo (Cuadro 5.5). En cambio, en los tratamientos con RAC este porcentaje fue del 58 % para RAC-N y 57 % para RAC-P. En madurez fisiológica, la BA del control fue un 15 y 23% menor que en RAC-P y RAC-N (Figura 5.2)

En el Cuadro 5.5, se pueden observar además, los valores de BA de rastrojo, los componentes de rendimiento (número de granos por m^2 y peso de 1000 granos), así como el índice de cosecha (IC) del trigo. Todas estas variables han sido incrementadas significativamente por el tratamiento RAC-N. El número de granos se incrementó al aplicar RAC-N, resultando un 28% mayor que en el resto de los tratamientos. El índice de cosecha también fue afectado por la aplicación de RAC, ya que se observó que la partición de fotoasimilados fue menor a menor dosis de RAC. En este caso, el IC fue 19 % menor que el control y la dosis RAC-N.

Cuadro 5.5: Componentes del rendimiento, biomasa aérea acumulada en antesis y rastrojo e IC del cultivo de trigo para cada tratamiento.

	BA _{ANTESIS} (Mg.ha ⁻¹)*	BA _{RASTROJO} (Mg.ha ⁻¹) **	Granos (N°m ⁻²)*	Peso de mil granos(g) *	IC*
C	4,02 a	4,93 a	10,306 a	36,18 a	0,43 b
RAC-P	5,71 b	6,25 b	10,362 a	36,82 ab	0,37 a
RAC-N	6,48b	6,15 b	13,217 b	37,72 b	0,45 b

Letras diferentes indican diferencia estadísticamente significativa entre tratamientos (*) p<0,05 y (**) p<0,1.

b) Nitrógeno

El N absorbido hasta la madurez fisiológica fue mayor en el tratamiento RAC-N donde el trigo acumuló un 22% más N que el control y un 20% más que RAC-P. Se detectaron diferencias significativas entre los tratamientos con RAC, los cuales recibieron igual dosis de N, aunque en diferentes formas químicas (N orgánico y N mineral). En antesis, el cultivo bajo el tratamiento RAC-P acumuló un 88% más de N que el C, y con RAC-N acumuló 47% aunque la absorción de N en este tratamiento no se diferenció de los anteriores. La exportación de N al grano fue un 25% mayor que el control cuando se aplicó la dosis RAC-N, mientras que no se observaron cambios en esta variable respecto del control cuando se aplicó la menor dosis de RAC. La acumulación de N en el rastrojo no se vio afectada por la aplicación de RAC. La removilización de N en el cultivo sólo se vio afectada significativamente por la menor dosis de RAC (RAC-P). Bajo este tratamiento, el cultivo removilizó 27% más de N que en RAC-N y 97% más que el control.

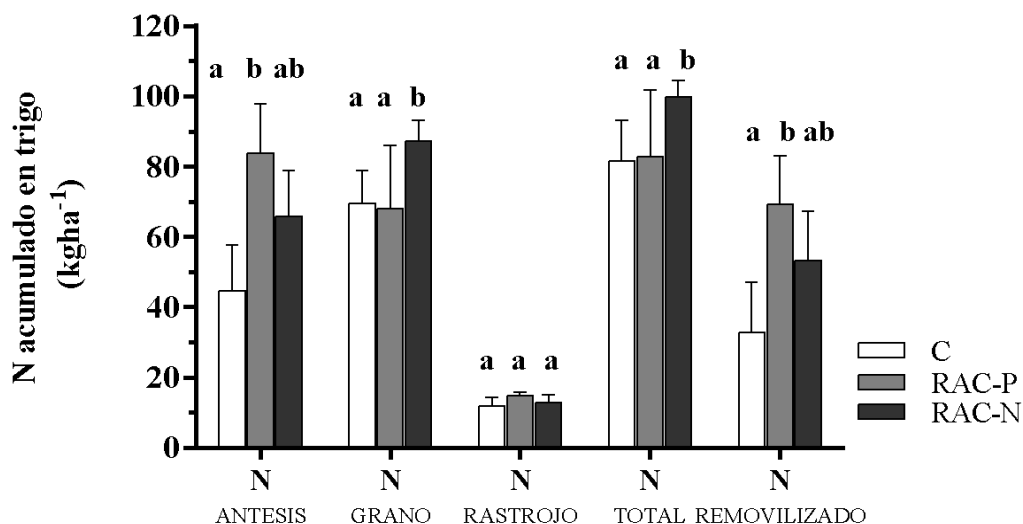


Figura 5.3: N absorbido hasta antesis (NANTESIS), N en el grano (NGRANO), N en el rastrojo (NRASTROJO), N absorbido total (NTOTAL) y N removilizado de la planta al grano (NREMOVILIZADO) para los tratamientos: C (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos, líneas sobre las barras indican desvío estándar.

En el Cuadro 5.6 se puede observar que el valor promedio del índice de cosecha de N fue 0,85 y no se vio afectado por la aplicación de RAC. La concentración de N en el grano mostró efectos de tratamiento y dosis, siendo en el control 3% y 6% mayor que en RAC-N y RAC-P respectivamente, mientras que entre estos dos últimos tratamientos la diferencia fue del 3%.

Cuadro 5.6: Índice de cosecha de N (ICN), concentración de N en el grano de trigo ($\text{ConcN}_{\text{GRANO}}$), en el rastrojo ($\text{ConcN}_{\text{RASTROJO}}$) y en la biomasa en antesis ($\text{ConcN}_{\text{ANTESIS}}$)

	Control	RAC-P	RAC-N
ICN	0,86 a	0,83 a	0,87 a
$\text{ConcN}_{\text{GRANO}}$, (mg g^{-1})	18,69 c	18,10 b	17,48 a
$\text{ConcN}_{\text{RASTROJO}}$, (mg g^{-1})	2,40 a	2,38 a	2,05 a
$\text{ConcN}_{\text{ANTESIS}}$, (mg g^{-1})	10,84 a	14,24 b	10,15 a

Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$)

La concentración de N en la biomasa aérea en antesis fue un 36% superior en RAC-P mientras que la concentración de este nutriente en el rastrojo no se vio modificada por la aplicación de RAC.

c) Fósforo

El P absorbido hasta antesis (P_{ANTESIS}) y P total acumulado durante el ciclo del cultivo fueron mayores cuando se aplicó la mayor dosis de RAC, mostrando así un efecto de tratamiento. El P total acumulado en el cultivo tratado con RAC-N fue un 50% mayor que lo acumulado por el cultivo en el control y en RAC-P, que no se diferenciaron entre sí (Figura 5.4). El P absorbido por el trigo hasta antesis (P_{ANTESIS}) en RAC-N fue 48% mayor que en el control y un 26% mayor que en RAC-P. El P acumulado en el grano (P_{GRANO}) en RAC-N fue un 50% mayor que en el resto de los tratamientos mostrando el mismo comportamiento que la acumulación de P_{TOTAL} y el rendimiento. No hubo efecto de la aplicación de RAC sobre el P acumulado en el rastrojo (P_{RASTROJO}) al final del ciclo del cultivo.

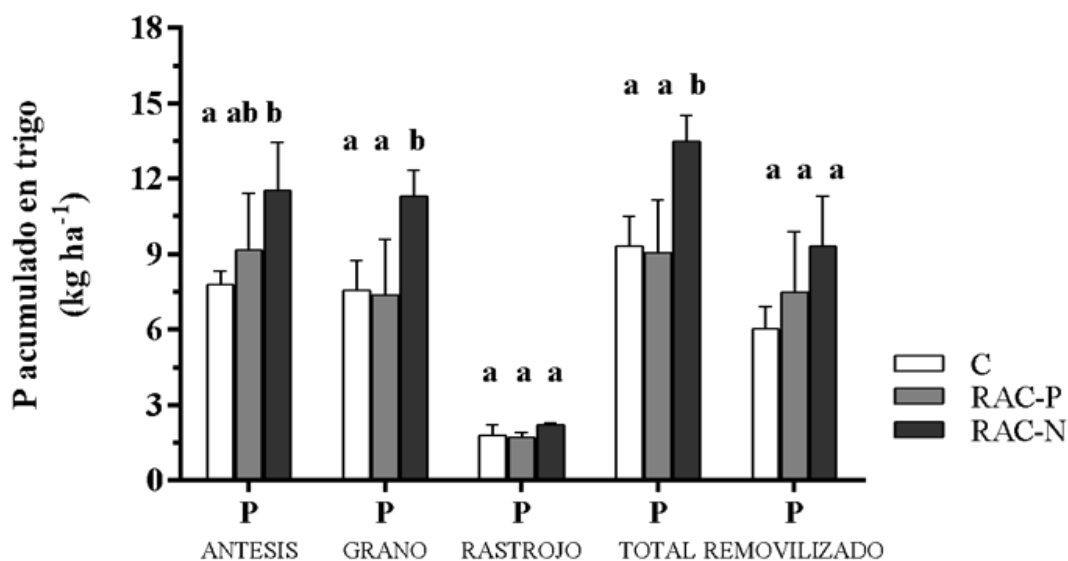


Figura 5.4: P absorbido hasta la antesis (PANTESIS), P en el grano (PGRANO) P acumulado en el rastrojo (PRASTROJO), P absorbido total P y el P removilizado de la planta al grano (PREMOVILIZADO) para los tratamientos: Control (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos.

La concentración de P en el grano de trigo fue 17% mayor en el tratamiento RAC-N respecto de RAC-P y la concentración de P en el control no se diferenció de estos dos últimos. En la biomasa en antesis, la concentración de P alcanzó un valor promedio de 1,74 mg kg⁻¹ y la concentración de este nutriente en el rastrojo fue menor en RAC-P (Cuadro 5.7).

Cuadro 5.7: Índice de cosecha de P (ICP), concentración de P en, en el grano (ConcP_{GRANO}), en el rastrojo (Conc P_{RASTROJO}) y en la biomasa de trigo en antesis (Conc P_{ANTESIS}) en los distintos tratamientos

	Control	RAC-P	RAC-N
ICP	0,81a	0,80 a	0,84 a
Conc P _{GRANO} , (mg g ⁻¹)	2,04 ab	1,93 a	2,26 b
Conc P _{RASTROJO} , (mg g ⁻¹)	0,36 b	0,29 a	0,36 b
Conc P _{ANTESIS} , (mg g ⁻¹)	1,93 a	1,77 a	1,59 a

Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos

c) Azufre

Todas las variables analizadas mostraron un incremento de sus valores con la aplicación de RAC. La acumulación de S hasta antesis (S_{ANTESIS}) fue similar en RAC-N y RAC-P alcanzando en promedio $12,36 \text{ kg S ha}^{-1}$. El tratamiento control absorbió en esta etapa un 37% menos S que los tratamientos antes mencionados, que no se diferenciaron entre sí (Figura 5.5). La mayor exportación de S al grano fue en el tratamiento RAC-N (80% más que el control) y también este tratamiento fue el que acumuló más S en el rastrojo.

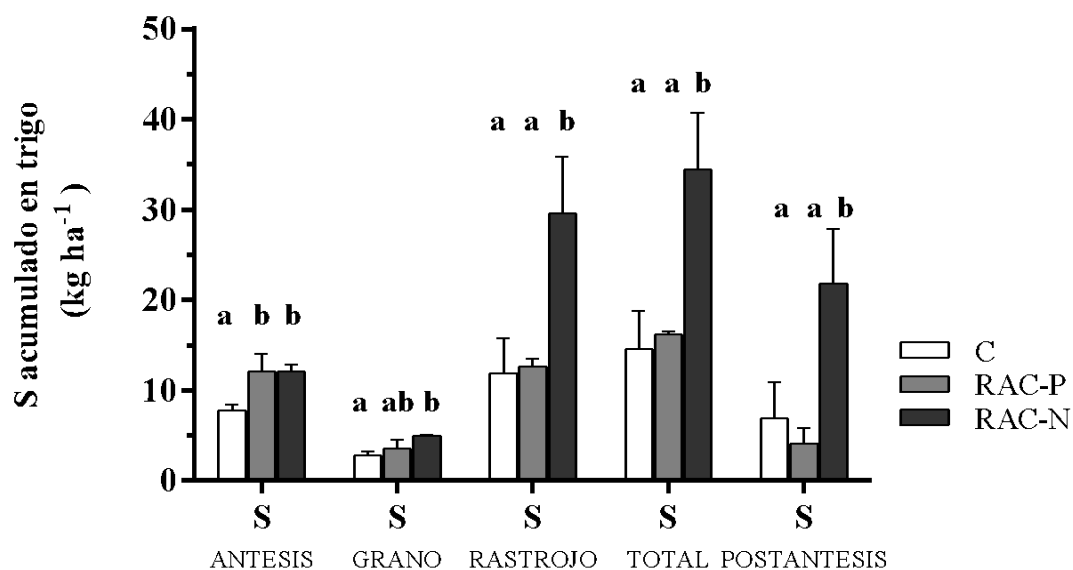


Figura 5.5: S absorbido hasta la antesis (S_{ANTESIS}), S en el grano (S_{GRANO}) S acumulado en el rastrojo (S_{RASTROJO}), S absorbido total (S_{TOTAL}) para los tratamientos: Control (C); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos, líneas sobre las barras indican desvío estándar.

El S total acumulado durante el ciclo del cultivo en RAC-N fue el doble del acumulado en el resto de los tratamientos. La proporción de S absorbida en antesis respecto del total fue del 35% en el tratamiento RAC-N mientras que, en RAC-P y en el control sin

aplicación de S fue de 75 y 50% respectivamente. La proporción de S en el rastrojo respecto del S total fue de 81%, 78% y 86% para el control, RAC-P y RAC-N, respectivamente.

En cuanto a la partición del S en la planta se pudo detectar que la concentración de S en el grano fue mayor en los tratamientos con RAC aunque no se observaron diferencias entre las dosis aplicadas (Cuadro 5.8).

Cuadro 5.8: Índice de cosecha de S (ICS), concentración de S en el grano ($\text{ConcS}_{\text{GRANO}}$), en el rastrojo ($\text{ConcS}_{\text{RASTROJO}}$) y en la biomasa de trigo en antesis ($\text{ConcS}_{\text{ANTESIS}}$) en los distintos tratamientos .

	C	RAC-P	RAC-N
ICS	0,20 a	0,22 a	0,15 a
Conc. S_{GRANO} , (mg g^{-1})	0,73 a	0,94 b	0,99 b
Conc. $\text{S}_{\text{RASTROJO}}$, (mg g^{-1})	2,35 a	2,02 a	4,73 b
Conc. $\text{S}_{\text{ANTESIS}}$, (mg g^{-1}) ¹	1,93 a	2,12 b	1,95 a

Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

La concentración de S en el rastrojo en el tratamiento RAC-N duplicó a la del control y RAC-P, que no se diferenciaron entre sí (Cuadro 5.8). El ICS no se vio afectado por la aplicación de RAC.

d) Cinc

La acumulación de Zn previo a antesis varió entre 112 y 229 g ha^{-1} resultando mayor en los tratamientos con RAC (Figura 5.6). El Zn exportado con el grano varió en promedio entre 157 y 195 g ha^{-1} no observándose diferencias entre tratamientos. Del mismo modo, el Zn acumulado en el rastrojo y el Zn total absorbido durante el ciclo no se modificaron por la aplicación de RAC. La removilización de Zn al grano representó el 19%, 61% y 53% del total acumulado para cada tratamiento en el control, RAC-P y RAC-N, respectivamente siendo mayor en los tratamientos con RAC.

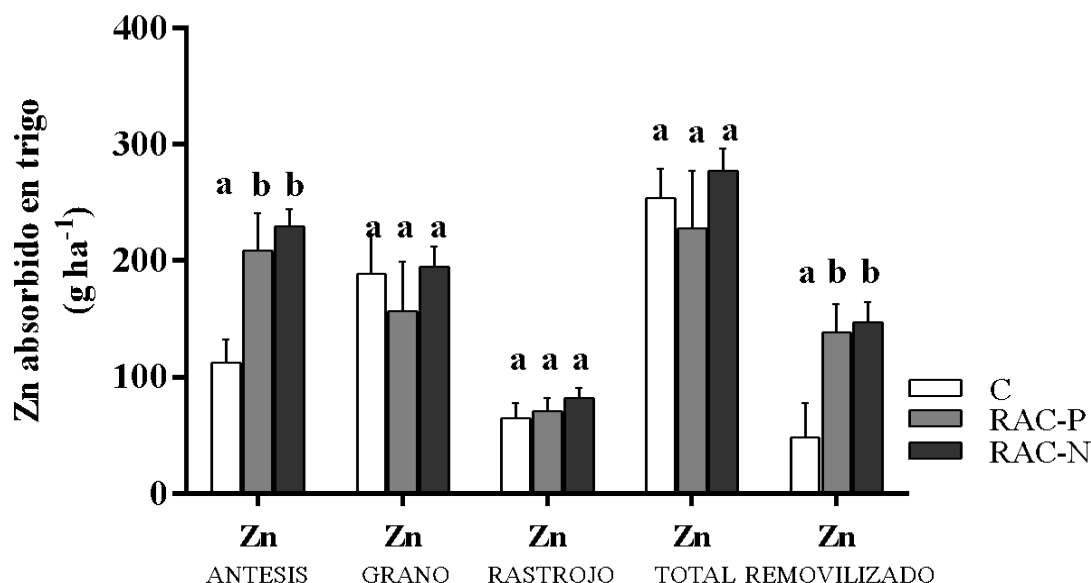


Figura 5.6: Zn absorbido hasta la antesis (ZnANTESIS), Zn en el grano (ZnGRANO) Zn en el rastrojo (ZnRASTROJO), Zn total absorbido (ZnTOTAL) para los tratamientos: Control (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$), líneas sobre las barras indican desvío estándar.

La concentración de Zn en el grano disminuyó cuando se aplicó RAC, la disminución en la concentración fue de 18% en RAC-P y del 22% en RAC-N. La concentración de este nutriente en el rastrojo no se vio afectada por la aplicación de RAC. En prefloración la concentración de Zn en la biomasa en los tratamientos con RAC fue en promedio $35,86 \text{ mg kg}^{-1}$ y resultando mayor que en el control.

Cuadro 5.9: Índice de cosecha de Zn (ICZn), Concentración de Zn en el grano (ConcZnGRANO), en el rastrojo (Conc ZnRASTROJO) y en la biomasa de trigo en antesis (Conc ZnANTESIS) en los distintos tratamientos

	C	RAC-P	RAC-N
ICS	0,76 a	0,77 a	0,75 a
Conc. ZnGRANO, (mg kg^{-1})	50,74 b	41,61 a	39,11 a
Conc. ZnRASTROJO, (mg kg^{-1})	13,20 a	11,21 a	13,40 a
Conc. ZnANTESIS, (mg kg^{-1})	27,85 a	36,44 b	35,28 b
Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,005$).			

e) Relación estequiométrica entre los nutrientes

Se utilizaron las relaciones estequiométricas de los granos de trigo ya que evitan la posible distorsión del cálculo provocado por el consumo de lujo de algunos nutrientes. Se observó que existieron diferencias entre estas relaciones por la aplicación de RAC (Cuadro 5.10).

Cuadro 5.10: Relación estequiométrica de los nutrientes estudiados en el grano de trigo, en el suelo y en el RAC para los distintos tratamientos.

	C	RAC-P	RAC-N	Suelo	RACI
N:P	9	9	8	3	2
N:S	26	19	18	1	0,63
N:Zn	368	434	447	300	34
P:S	3	2	2	1	0,41
P:Zn	40	46	58	10	22
S:Zn	14	23	25	41	54

Cuando se aplicó la dosis RAC-N, las relaciones N:P y P:S fueron 18% menor que en el control mientras que las relaciones N:S resultaron 30 % menores que en el control. La relación entre los macronutrientes y el Zn en este tratamiento fue mayor al control. Para el tratamiento RAC-P, las relaciones N:Zn, P:Zn y S:Zn resultaron superiores al control y la magnitud del incremento de las relaciones varió de 15% a 57%. La relación N:P estableció una diferencia pequeña con el control mientras que las relaciones N:S y P:S disminuyeron entre 25 y 28% respecto del control.

5.4.2 MAÍZ

a) Datos analíticos del suelo y el RAC utilizado.

Las características del suelo y del RAC utilizado en este ensayo pueden observarse en el Cuadro 5.2 de la sección 5.3.de esta tesis. Como características principales del suelo se

pueden destacar el bajo contenido de P disponible y alto contenido de azufre inicial, contenido de COT compatible con buen nivel de materia orgánica comparado con el promedio zonal.

b) Condiciones climáticas

En la Figura 5.7 se puede observar que la baja ocurrencia de precipitaciones y la alta evapotranspiración durante los meses de enero y febrero, generaron un balance hídrico negativo durante el periodo de floración del cultivo de maíz. Las temperaturas medias ocurridas durante el ciclo del cultivo oscilaron entre 16,1 y 23,9 °C. Durante los meses de diciembre, enero y febrero se detectaron temperaturas máximas que variaron entre los 31 y 37 °C coincidiendo con el período crítico del cultivo.

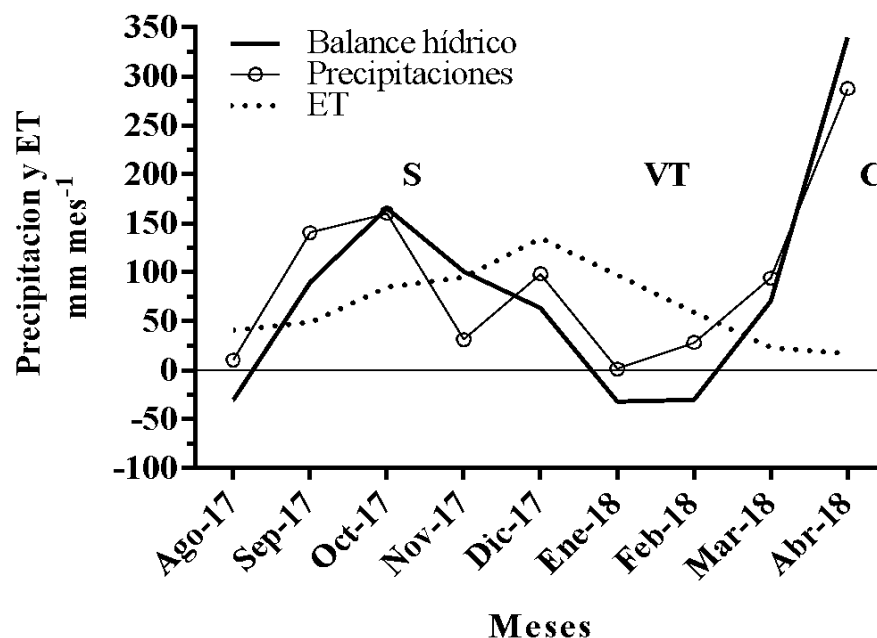


Figura 5.7: Evapotranspiración, precipitaciones y balance hídrico del cultivo de maíz. Las letras indican los momentos de la siembra (S), estadio VT (VT) y cosecha (C) del cultivo de maíz.

c) Rendimiento y producción de biomasa aérea

La aplicación de RAC generó incrementos en la biomasa acumulada al alcanzar la madurez fisiológica, sin embargo no produjo una respuesta en el rendimiento ni en sus componentes (Figura 5.8 y Cuadro 5.11).

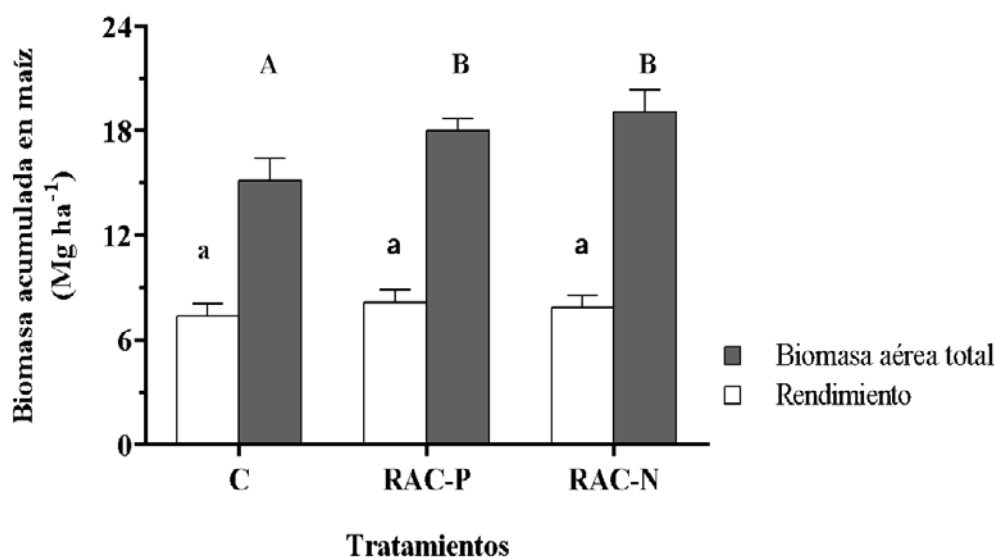


Figura 5.8: Biomasa aérea total y rendimiento del cultivo de maíz para los distintos tratamientos. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,10$) entre tratamientos.

La BA acumulada en prefloración fue afectada por la aplicación de RAC pero no se observaron diferencias entre las dosis aplicadas, resultando el valor de esta variable en promedio, 22% superior al control (Cuadro 5.11).

Cuadro 5.11: Principales componentes del rendimiento, biomasa del rastrojo (BARASTROJO) y biomasa en prefloración (BAPREF) e índice de cosecha (IC) en los distintos tratamientos. Letras diferentes indican diferencia estadísticamente significativa entre tratamientos ($p < 0,05$ y (*) $p < 0,1$).

	BA _{PREF} (Mg ha ⁻¹)	BA _{RASTROJO} (*) (Mg ha ⁻¹)	Granos (N°m ⁻²)	Peso de mil granos (g)	IC
C	11,62 a	8,48 a	3253 a	227 a	0,47 a
RAC-P	14,21 b	9,18 ab	3208 a	251 a	0,44 a
RAC-N	14,15 b	11,39 b	3353 a	243 a	0,42 a

Del total de BA acumulado en madurez fisiológica, 76%, 79% y 74% se acumularon hasta prefloración en los tratamientos control, RAC-P y RAC-N, respectivamente. La cantidad de rastrojo remanente en el sistema resultó en promedio $9,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ sin diferencias entre los tratamientos. La partición de biomasa hacia el grano (IC) alcanzó un valor promedio de 45% y no fue afectada por la aplicación de RAC.

d) Nitrógeno

Se observó una respuesta a la aplicación de RAC en las variables: N total acumulado a madurez fisiológica (N_{TOTAL}), N exportado con el grano (N_{GRANO}) y N acumulado en prefloración ($N_{\text{PREFLORACION}}$). La acumulación total de N fue en promedio un 35% mayor en los tratamientos con RAC al compararlos con el control.

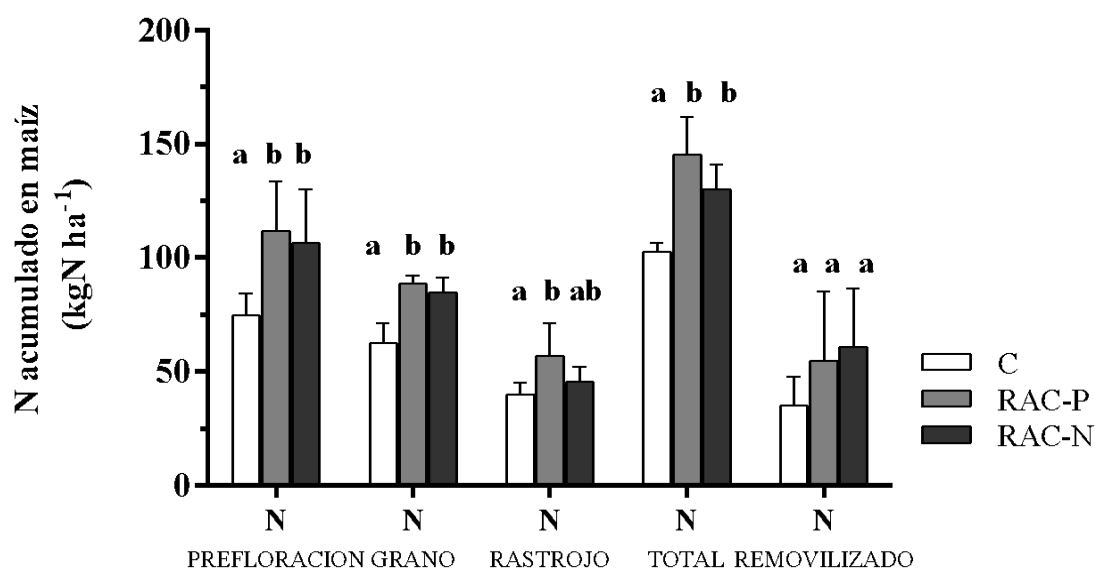


Figura 5.9: N absorbido en prefloración ($N_{\text{PREFLORACION}}$), N en el grano (N_{GRANO}), N en el rastrojo (N_{RASTROJO}), N absorbido total (N_{TOTAL}) y N re movilizado de la planta al grano ($N_{\text{REMOVILIZADO}}$) para los tratamientos: C (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$), líneas sobre las barras indican desvío estándar.

Se observó la misma tendencia para las otras dos variables mencionadas donde el incremento de N_{GRANO} fue un 37% mayor en los tratamientos con RAC y el $N_{\text{PREFLORACIÓN}}$ fue un 46% mayor en estos tratamientos respecto del control.

No se observó efecto de dosis en ninguna de las variables medidas (Figura 5.9). La proporción de N en el grano proveniente de la removilización del N acumulado en las estructuras vegetativas varió entre 56 y 71%. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en las cantidades removilizadas de N por unidad de superficie.

Cuadro 5.12: Índice de cosecha de N (ICN), concentración de N en la biomasa de maíz en prefloración ($N_{\text{PREFLORACION}}$), en el grano ($\text{ConcN}_{\text{GRANO}}$) y en el rastrojo a madurez fisiológica en los distintos tratamientos.

	C	RAC-P	RAC-N
ICN	0,61 a	0,61a	0,65 b
$\text{ConcN}_{\text{GRANO}}$, (mg g^{-1})	8,53 a	11,30 b	10,38 ab
$\text{ConcN}_{\text{RASTROJO}}$, (mg g^{-1})	4,70 ab	5,77 b	4,00 a
$\text{ConcN}_{\text{PREFLORACION}}$, (mg g^{-1})	6,43a	7,83 a	7,48 a

Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos para $p < 0,05$, para las variables seguidas del símbolo (*) $p < 0,10$.

La aplicación de RAC impactó positivamente sobre la concentración de N en el grano cuando se aplicó la dosis RAC-P alcanzando niveles de N en grano 20% superior es al control. (Cuadro 5.12). No fue detectado efecto del RAC sobre la concentración de N en la biomasa en prefloración ni en la concentración de N en el rastrojo de maíz. Se observó un aumento significativo en el índice de cosecha de N cuando se aplicó la dosis RAC-N. Se pudo determinar que existió una correlación positiva entre la biomasa aérea total acumulada, la dosis de N aplicado y el N absorbido en madurez fisiológica y entre el N absorbido y el N exportado (Cuadro 5.13).

Cuadro 5.13: Coeficiente de correlación de Pearson y valor p para las variables: dosis de N en RAC y biomasa aérea total (BAT).n.s:no significativo y N absorbido a madurez fisiológica (NABS); *p<0,05 ** p<0,01 ***p:0,0001

	Dosis N	BAT	N _{ABS}
BAT	0,67 **		
N _{ABS}	0,37 ns	0,62*	
N _{GRANO}	0,54 ns	0,48 ns	0,89 ***

e) Fósforo

La acumulación y partición de P en el cultivo de maíz fertilizado con RAC se puede observar en la Figura 5.10. Existieron diferencias significativas entre los tratamientos en todas las variables estudiadas. La acumulación de P en prefloración resultó, en promedio, 3 veces mayor en los tratamientos con RAC respecto del testigo y no se observó efecto de dosis. En RAC-N, la acumulación total de P superó en 33% al acumulado en RAC-P y el control, que no se diferenciaron entre sí.

El P en el grano en RAC-N resultó 31% superior que en el resto de los tratamientos. La removilización de P, fue mayor en los tratamientos con RAC siendo la cantidad de P removilizada entre 4,5 y 4 veces la correspondiente al control.

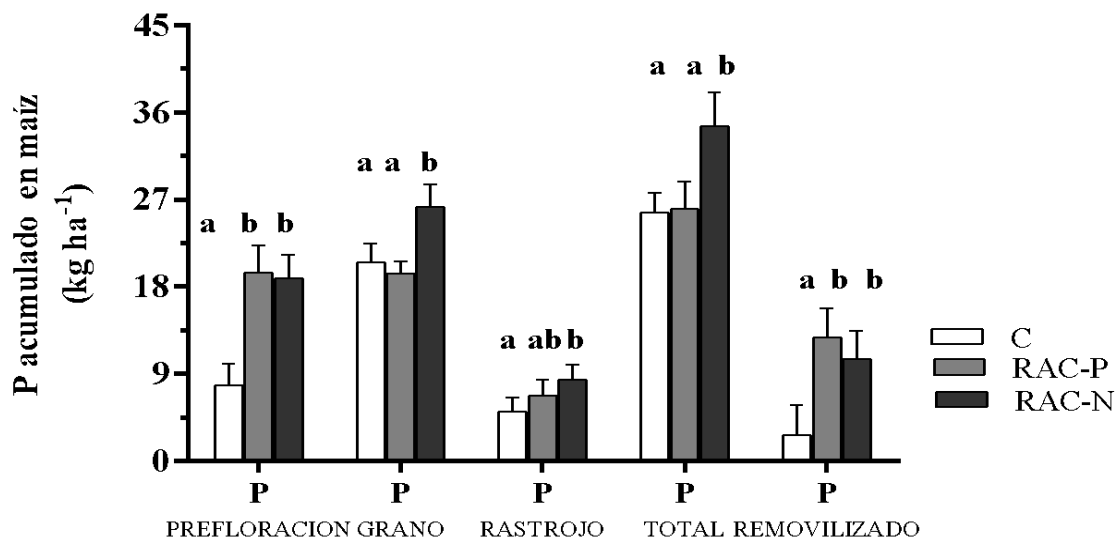


Figura 5.10: P absorbido en prefloración (PPREFLORACION), P en el grano (PGRANO) P acumulado en el rastrojo (PRASTROJO), P absorbido total P (PTOTAL) y el P removilizado de la planta al grano (PREMOVILIZADO) para los tratamientos: Control (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$), líneas sobre las barras indican desvío estándar.

El nivel de P remanente en el rastrojo se ubicó en un rango de 5,04 a 8,37 kg ha⁻¹ observándose solo diferencias entre el control y la mayor dosis de RAC. La concentración de P en prefloración (ConcP_{PREFLORACION}) en los tratamientos con RAC (Cuadro 5.14) en promedio resultó más del 100% respecto del control. La concentración de P en el grano (ConcP_{GRANO}) en RAC-N fue un 15% mayor que el control y 30% mayor que RAC-P mientras que la concentración de P en el rastrojo (ConcP_{RASTROJO}) no mostró diferencias entre los distintos tratamientos.

Cuadro 5.14: Índice de cosecha de P (ICP), concentración de P en la biomasa de maíz en prefloración (P_{PREFLORACION}), en el grano (ConcP_{GRANO}) y en el rastrojo a madurez fisiológica (ConcP_{RASTROJO}) en los distintos tratamientos.

	C	RAC-P	RAC-N
ICP	0,79 a	0,71 a	0,76 a
ConcP _{GRANO} , (mg g ⁻¹)	2,78 b	2,46 a	3,21 c
ConcP _{RASTROJO} , (mg g ⁻¹)	0,60 a	0,68 a	0,73 a
ConcP _{PREFLORACION} , (mg g ⁻¹)	0,66 a	1,36 b	1,34 b

Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos para $p < 0,05$.

f) Azufre

La absorción de S así como su acumulación en los distintos órganos de la planta de maíz fue incrementada por aplicación del RAC (Figura 5.10.). El efecto fue de gran magnitud independientemente de la dosis aplicada. En los tratamientos con RAC, el S acumulado en la biomasa aérea en madurez fisiológica (S_{TOTAL}) y el remanente en el rastrojo ($S_{RASTROJO}$) resultaron aproximadamente el doble de lo acumulado en el control y sin diferencias entre RAC-N y RAC-P. El S exportado del sistema con el grano en los tratamientos con RAC no se diferenció entre dosis y resultó en promedio 100% superior al control (Figura 5.11).

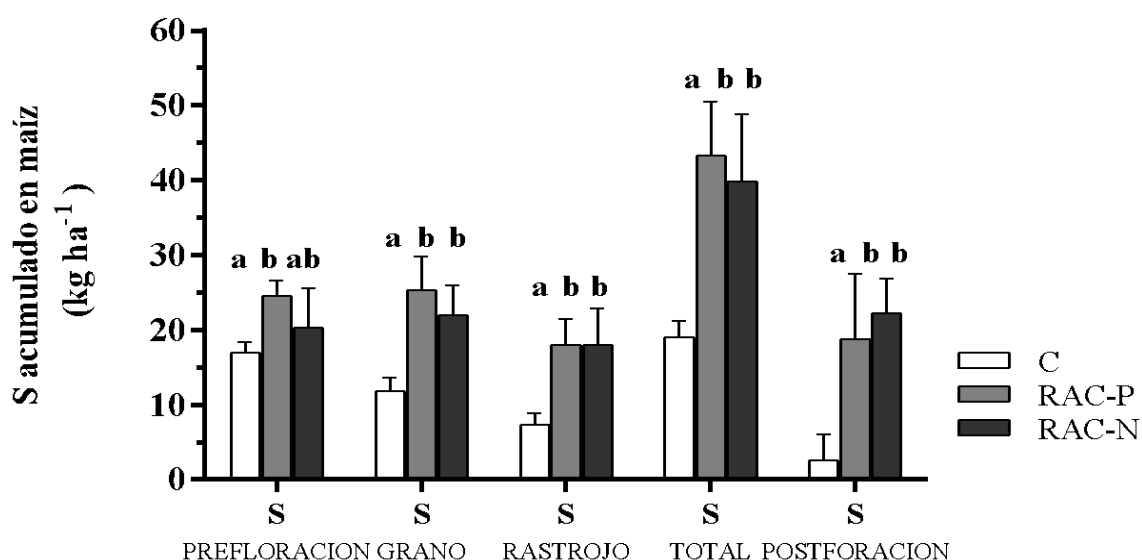


Figura 5.11: S absorbido en prefloración ($S_{PREFLORACION}$), S en el grano (S_{GRANO}), S acumulado en el rastrojo ($S_{RASTROJO}$), S absorbido total (S_{TOTAL}) y S absorbido postfloración (S_{POSTF}) y para los tratamientos: Control (Control); RAC-N (dosis alta) y RAC-P (dosis baja). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$), líneas sobre las barras indican desvío estándar.

La absorción postfloración ($S_{POSTFLORACION}$) fue muy significativa en los tratamientos con RAC que absorbieron entre 9 y 10 veces más S durante esta etapa. No se observó removilización de S para estos tratamientos. El nivel de S en el rastrojo ($S_{RASTROJO}$) se

incrementó más del doble respecto del control tanto por el tratamiento con RAC-P como por RAC-N.

La concentración de S en el grano (S_{GRANO}) resultó entre 8 y 16% mayor que el control para RAC-P y RAC-N respectivamente (Cuadro 5.15). El ICS fue menor en los tratamientos con RAC que no se diferenciaron entre sí.

Cuadro 5.15: Índice de cosecha de S (ICS), concentración de S en el grano ($\text{ConcS}_{\text{GRANO}}$), en el rastrojo ($\text{ConcS}_{\text{RASTROJO}}$) y en la biomasa de maíz en prefloración ($\text{ConcS}_{\text{PREFLORACION}}$), y e en los distintos tratamientos.

	C	RAC-P	RAC-N
ICS	0,40 b	0,26 a	0,29 a
$\text{ConcS}_{\text{GRANO}}$, (mg g^{-1})	1,23 a	1,37 b	1,43 b
$\text{ConcS}_{\text{RASTROJO}}$, (mg g^{-1})	1,59 a	3,20 b	2,70 b
$\text{ConcS}_{\text{PREFLORACION}}$, (mg g^{-1})	1,73 a	1,74 a	1,40 a

Letras distintas en la línea indican diferencias significativas entre los tratamientos para $p < 0,05$

g) Cinc

No se observaron efectos de la aplicación de RAC en ninguna de las variables de Zn estudiadas (Cuadro 5.16).

Cuadro 5.16: Zn absorbido en prefloración ($\text{Zn}_{\text{PREFLORACION}}$), Zn en el grano (Zn_{GRANO}) Zn acumulado en el rastrojo ($\text{Zn}_{\text{RASTROJO}}$), Zn absorbido total (Zn_{TOTAL}) y Zn removilizado de la planta al grano ($\text{Zn}_{\text{REMOVILIZADO}}$) para los tratamientos: Control (C); RAC-P (dosis baja). y RAC-N (dosis alta)

	C	RAC-P	RAC-N
$\text{Zn}_{\text{PREFLORACION}}$, (g ha^{-1})	602± 98 a	580± 76 a	706±60a
Zn_{GRANO} , (g ha^{-1})	2352± 23 a	306± 54 a	315±32a
$\text{Zn}_{\text{RASTROJO}}$, (g ha^{-1})	397± 72 a	3246± 88 a	435±47a
Zn_{TOTAL} , (g ha^{-1})	632± 80a	630±108 a	750±78a
$\text{Zn}_{\text{REMOVILIZADO}}$, (g ha^{-1})	205± 50 a	256±46 a	272±18a

Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Solo la concentración de Zn determinada en el rastrojo a madurez fisiológica presentó una disminución significativa cuando se agregó RAC, independientemente de la dosis aplicada (Cuadro 5.17.)

Cuadro 5.17: Índice de cosecha de Zn (ICZn), concentración de Zn en el grano ($\text{ConcZn}_{\text{GRANO}}$), en el rastrojo ($\text{Conc Zn}_{\text{RASTROJO}}$) y en la biomasa de maíz en prefloración ($\text{Conc Zn}_{\text{PREFLORACION}}$), y en los distintos tratamientos.

	C	RAC-P	RAC-N
ICZn	0,37 a	0,49 a	0,42 a
$\text{ConcZn}_{\text{GRANO}}$, (mg kg^{-1})	31,90 a	38,90 a	38,79 a
$\text{ConcZn}_{\text{RASTROJO}}$, (mg kg^{-1})	49,76 b	32,80 a	38,26 a
$\text{ConcZn}_{\text{PREFLORACION}}$, (mg kg^{-1})	48,18 a	40,84 a	53,18 a

Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

h) Relación estequiométrica entre los nutrientes en la planta

Las relaciones N:P, N:Zn y P:S en los tratamientos RAC-N fueron similares a las del control mientras que las relaciones N:S, P:S y S:Zn fueron menores (Cuadro 5.18).

Cuadro 5.18: Relación estequiométrica entre los nutrientes estudiados determinados en el grano de maíz para los distintos tratamientos.

	C	RAC-P	RAC-N	Suelo	RACII
N:P	3	5	3	5	1
N:S	7	8	7	1	2
N:Zn	267	290	266	48	40
P:S	2	2	2	0,2	1
P:Zn	87	63	82	8	34
S:Zn	38	35	36	47	26

En el tratamiento RAC-P, las relaciones N:P, N:S y N:Zn resultaron entre 10 y 50% mayores que el control, mientras que P:S, P:Zn y S:Zn evidenciaron valores entre 9 y 27% menores.

5.5 DISCUSIÓN

5.5.1 TRIGO

a) Efectos del RAC sobre el rendimiento y acumulación de biomasa.

La aplicación de RAC produjo aumentos en la acumulación de BA y el rendimiento del cultivo de trigo respecto del testigo (Figura 5.2). El incremento en el rendimiento fue significativo solamente cuando se aplicó la dosis RAC-N resultando la respuesta a la aplicación de esta dosis similar a la obtenida luego de aplicar dosis similares de CP sin compostar cuyo aporte de N fue similar al de esta tesis (Gordon *et al.*, 2014).

El tratamiento RAC-P no se diferenció del control y presentó menor rendimiento que el RAC-N, probablemente en virtud de la menor partición de fotoasimilados al grano (menor IC). Si bien hasta antesis el trigo en RAC-P acumuló mayor cantidad de biomasa que el control, el número de destinos fue igual para ambos (Cuadro 5.3), por lo que se infiere que el tratamiento RAC-P sufrió restricciones nutricionales en el periodo postantésis que impidieron la supervivencia de la totalidad de los granos formados, afectando así, su rendimiento. Considerando que ambos tratamientos recibieron la misma cantidad de N y que el tratamiento RAC-P recibió un tercio de la cantidad de P que RAC-N se infiere que este nutriente fue limitante para el cultivo. Teniendo en cuenta, la cantidad de P aplicado con esta dosis y la absorción de P similar al control se puede concluir que la restricción en el rendimiento en este tratamiento se debió a un déficit de P debido al bajo aporte de P a partir del RAC-P. Dicho aporte de P del RAC se determinó en base al valor de P total por ser la técnica de rutina en los laboratorios locales para análisis de residuos. Se considera que una buena parte del P total se libera en formas disponibles en los primeros momentos alcanzando la totalidad entre los 2-3 años. La liberación de P para el primer cultivo no fue

la esperada aunque, como se muestra más adelante en esta tesis permitió mantener el nivel de P del suelo aportando el resto de los nutrientes en forma adecuada a los requerimientos de los cultivos. Algunos autores recomiendan aplicar el P de acuerdo a la concentración de las fracciones lábiles de P del residuo (Komiyama et al., 2014).

El mayor rendimiento en RAC-N estuvo vinculado con los mayores niveles de absorción de N y P respecto del control y el RAC-P (Cuadro 5.4), observándose una correlación altamente significativa entre rendimiento y absorción de N y P por el cultivo (Cuadro 5.19) (Teng *et al.*, 2013; Yue *et al.*, 2012; Zhan *et al.*, 2014).

Cuadro 5.19: Coeficientes de correlación de Pearson para N absorbido (NTOTAL) y P absorbido (PTOTAL). *** $p < 0,001$

	N _{TOTAL}	P _{TOTAL}
P _{TOTAL}	0,87***	
Rendimiento	0,98***	0,94***

b) Nitrógeno y fósforo

b.1 Absorción, acumulación y removilización de N y P

En el periodo previo a la antesis se observó que el cultivo bajo el tratamiento RAC-P absorbió 47% del N aportado por esta dosis mientras que en RAC-N el porcentaje de N absorbido fue 32%. La diferencia entre ambos tratamientos podría atribuirse a que la fuente de N en RAC-P estuvo compuesta por 75% de N ureico que, si bien debe mineralizarse para estar disponible para las plantas, lo hará más rápidamente que en RAC-N, donde el 100% del N, si bien es de naturaleza orgánica, sus componentes presentan diferente labilidad. Así mismo la incorporación de urea pudo haber generado un efecto *priming* lo que condujo a una mayor absorción de N del trigo bajo este tratamiento por una estimulación de la transformación de formas lábiles del RAC y del suelo.

La absorción total de N por el cultivo proveniente del RAC fue 1,5% para RAC-P y 18% para RAC-N. Estos valores estarían indicando que, a pesar de que la cantidad de N aportado por ambas dosis fue la misma, otro factor limitó la absorción del N en el tratamiento RAC-P. Si se considera que la cantidad total de N aportado fue $87,5 \text{ kg ha}^{-1}$ puede sugerirse que sólo una pequeña cantidad fue absorbida por el cultivo quedando el resto como N remanente en el suelo (86 y $69,25 \text{ kg ha}^{-1}$ para RAC-P y RAC-N respectivamente) (Figura 5.2).

La cantidad total de P absorbido en RAC-P fue similar al control (Figura 5) mientras que en RAC-N fue 31% mayor que el control.

Tal como se puntualizó en el ítem a) el P disponible a partir del RAC-P fue inferior al requerido para que el cultivo absorbiera más P que el control y por lo tanto limitó además, la absorción de N y el rendimiento del cultivo. En cambio, la mayor cantidad de P aportado por la dosis RAC-N (3,6 veces mayor que en RAC-P, consecuencia de la estrecha relación N:P en el RAC) (Capítulo 3: Cuadro 3.6) promovió la mayor absorción de N y P permitiendo al cultivo incrementar el rendimiento respecto del control e incluso por encima del valor de rendimiento esperado aplicado en el cálculo de las dosis, previo a la realización del ensayo.

La mayor translocación de N al grano que se observó en el tratamiento RAC-P (Cuadro 5.4) puede ser vinculada con la mayor acumulación de N en antesis producida en este tratamiento respecto del control. Según Palta & Fillery (1995), cuanto mayor sea la cantidad de N acumulada previo a antesis, mayores serán las tasas de translocación de N al grano siendo casi nula la absorción postantesis.

El tratamiento control removilizó menor cantidad de N debido a que, al poseer una menor biomasa (limitación en las fuentes de carbono) tuvo menor energía disponible para

la absorción, asimilación y removilización de nutrientes (Abate & Andrade, 2015). La cantidad de N removilizado fue similar en todos los tratamientos y la absorción postantesis tanto de N como de P fue nula para ambos tratamientos. La diferencia de removilización de N entre los tratamientos con RAC coincide con la mayor disponibilidad de N previo a antesis a favor de RAC-P. Respecto del P, el RAC-P presentó la menor concentración de P en grano y como se mencionó previamente, la absorción postantesis fue nula, lo que reafirma que en este tratamiento el P fue deficitario.

b. 2 Concentración de N y P en el trigo.

En RAC-P, la concentración de N en antesis fue 40% superior a los demás tratamientos, que no se diferenciaron entre sí. La diferente disponibilidad de N de esta dosis promovió una mayor absorción de este nutriente que se distribuyó en una BA similar respecto de RAC-N, atenuando así el efecto de dilución y generando una mayor concentración de N al final de esta etapa (Cuadro 5.6). La cantidad de P absorbida en antesis fue mayor en RAC-N como consecuencia del mayor aporte de P de esta fuente. A cosecha, se observó que la concentración de N en el grano alcanzó valores promedio similares a los informados en la bibliografía para trigos fertilizados con fertilizantes orgánicos (Debaeke *et al.*, 1996; Kato, 2012) y se relacionó en forma inversa con el rendimiento. El menor valor de esta variable se registró en el tratamiento RAC-N como consecuencia del efecto de dilución del N absorbido que fue distribuido en un mayor número de granos respecto del control y RAC-P (Slafer *et al.*, 1990). Los resultados obtenidos muestran que el tratamiento control permitió alcanzar un mejor nivel de proteína que el resto de los tratamientos (Gaju *et al.*, 2014). La concentración de P en el grano se vio afectada por la aplicación de RAC siendo menor en RAC-P. En el rastrojo, la concentración de este nutriente fue menor cuando se aplicó la menor dosis de RAC (RAC-P), debiéndose

a que bajo este tratamiento hubo una mayor removilización de P evidenciando la deficiencia de P en este tratamiento.

c) Azufre

El S absorbido hasta antesis proveniente del RAC representó en promedio 36% del total absorbido en esta etapa, sin diferencias entre los tratamientos RAC-N y RAC-P.

A cosecha del cultivo, el S absorbido total (S_{TOTAL}) fue significativamente mayor en el tratamiento RAC-N, y superior al rango propuesto por Zhao *et al.* (1999) para cultivos de trigo creciendo bajo suficiencia azufrada (15-25 kg ha⁻¹). La cantidad de S absorbida que provino del RAC representó el 58% del total absorbido mientras que en RAC-P este porcentaje fue del 10%. El mayor porcentaje de S absorbido en RAC-N estaría explicado, no sólo por el mayor aporte de S en este tratamiento sino también por la mayor absorción de N y P en RAC-N la cual favoreció la absorción de S como lo muestra la alta correlación positiva ($p < 0,01$) entre la cantidad de N, P y S absorbida. Por otra parte, se observó que la mayor proporción del azufre proveniente del RAC (68 y 84 % en RAC-P y RAC-N) fue absorbido en postantesis.

El S remanente en el rastrojo y el acumulado en el grano siguieron la misma tendencia que el S total siendo significativamente mayor sólo en RAC-N (Figura 5.5). Las mayores diferencias que se observaron entre los tratamientos fueron para el S acumulado en el rastrojo y el S absorbido postantesis los cuales indican el exceso de S aportado en la dosis RAC-N y un consumo de lujo por el cultivo. El ICS no se vio afectado por la fertilización con RAC y resultó muy inferior a los valores citados en la bibliografía (0,35-0,48) (Zhao *et al.*, 1999; García & Reussi Calvo, 2016) mostrando que existió un exceso de azufre en todos los tratamientos, incluido el control.

La aplicación de RAC produjo un aumento en la concentración de S en grano aunque no se detectaron diferencias entre las dosis. En general, el contenido de S en el grano resultó inferior a lo citado por Arata *et al.* (2017) quienes mencionaron valores promedio entre 1,10 y 1,41 mg g⁻¹ de S para diferentes variedades de trigo.

d) Cinc

Solo se observaron efectos de la aplicación de RAC sobre la absorción de Zn en la etapa previa a floración del cultivo donde los tratamientos con RAC se diferenciaron del control. Fue detectada una asociación positiva entre esta variable y la absorción de N en esta etapa ($r=0,74$; $p=0,0064$)

Otra variable que mostró cambios por efecto de la aplicación de RAC es el Zn removilizado ya que se observó que los tratamientos con RAC removilizaron más Zn desde los tejidos al grano. Se detectó asociación alta y positiva entre el Zn removilizado y el N absorbido preantesis ($r= 0,81$; $p< 0,0013$) y entre el Zn removilizado y el P absorbido preantesis ($r=0,67$; $p< 0,016$).

No se observaron efectos de la aplicación de RAC sobre la absorción total de Zn, ni tampoco del Zn exportado al grano e índice de cosecha. El Zn total absorbido en promedio resultó 29 % inferior a lo observado por Ghasal *et al.* (2017) quienes ensayaron con distintas variedades de trigo, fuentes de Zn, tipos y momentos de aplicación. El Zn exportado, sin embargo, fue levemente superior al reportado por estos autores. La cantidad remanente de Zn en el rastrojo tampoco mostró cambios por efecto de la aplicación de RAC.

La concentración de Zn en grano fue menor en los tratamientos con RAC que el control, debido probablemente a un efecto de dilución de Zn en los tejidos, generado por el

mayor crecimiento de la biomasa promovido por una mayor disponibilidad de N y P. Sin embargo, Ryan *et al.* (2008), sugieren que, una reducción en la concentración de Zn en grano no debería explicarse únicamente por el "efecto de dilución". Estos autores sugieren que la aplicación de P podría inhibir la colonización micorrícica y, en consecuencia, la absorción de Zn.

f) Relación estequiométrica entre nutrientes para el trigo

La observación de las concentraciones de nutrientes en el grano reflejó las deficiencias y excesos de nutrientes aportados por el RAC

El tratamiento RAC-P mostró una mayor relación N:P que RAC-N. Esto confirma que bajo la dosis RAC-P el cultivo sufrió restricciones de P y también se observó un exceso de N que se manifestó en la mayor cantidad de N absorbido en antesis y la mayor concentración de proteína en el grano en este tratamiento. Por otra parte, las relaciones N:S y P:S fueron menores en los tratamientos con RAC indicando una mayor absorción de S que en el control. Las relaciones de los macronutrientes con el Zn aumentaron respecto del control indicando que el aporte de Zn podría estimular la absorción de estos macronutrientes y su traslocación al grano. (Zhao *et al.*, 2015)

5.5.2 MAÍZ

a) Efectos del RAC sobre el rendimiento y acumulación de BA

Independientemente de los tratamientos aplicados, el maíz presentó un rendimiento 22% menor que el valor esperado aplicado en el cálculo de la dosis de RAC. Estos resultados pueden ser explicados por las condiciones climáticas del experimento; en particular el déficit hídrico ocurrido durante el periodo de floración e inicio del llenado de granos (Figura 5.7). El cultivo de maíz es muy sensible al stress hídrico, especialmente

durante su periodo crítico (Denmead & Shaw, 1960; Çakir, 2004; Saseendran *et al.*, 2014). Según Echeverría *et al.* (2016), el maíz con déficit hídrico durante este periodo produce menor BA con menor conversión de la radiación interceptada en materia seca y reducción en el número de granos, impactando negativamente sobre el rendimiento. La aplicación de RAC generó un incremento en la biomasa acumulada respecto del control previo a la floración del cultivo debido principalmente, a la mayor oferta de nutrientes en las parcelas fertilizadas con RAC y a que la provisión de agua durante este periodo no resultó limitante. En madurez fisiológica, se observó que los tratamientos con RAC mostraron una mayor acumulación de biomasa aérea respecto del control; que no se vio reflejada en el rendimiento. Estos resultados contradicen lo informado por varios autores (Khan *et al.*, 2017; Ashmita, 2017; Duan *et al.*, 2016; Buriro *et al.*, 2015; Udom & Bello, 2009) quienes detectaron diferencias de rendimiento de los testigos tras utilizar residuos avícolas de diferentes tipos (cama de pollos o estiércol de aves crudos, compostados, solos o combinados con fertilizantes inorgánicos). Como se observa en la Figura 5.8., la disponibilidad de fotoasimilados (BA) en los tratamientos con RAC fue mayor que en el control lo que conduciría a un mayor número de granos; sin embargo, no existieron diferencias en el rendimiento ni en sus componentes (Cuadro 5.11) en las parcelas tratadas con RAC. Así, la falta de respuesta en estos tratamientos pudo deberse al estrés hídrico ocurrido durante el periodo crítico del cultivo que afectó negativamente la supervivencia de las estructuras reproductivas, reduciendo el número final de granos y por lo tanto, el rendimiento del cultivo (Hall *et al.*, 1982).

b) Nitrógeno

El N absorbido por el cultivo en prefloración resultó mayor al control en ambos tratamientos con RAC. La proporción de N liberada por el RAC en esta etapa fue equivalente a 37 y 32 kg ha⁻¹ para RAC-P y RAC-N, respectivamente. La diferencia entre estos tratamientos se debió a que, como se mencionó para el trigo, la fuente de N en RAC-P aportó un 74% del N en forma orgánica lábil.

A madurez fisiológica ambos tratamientos con RAC absorbieron más N que el control. No se observó absorción de N postfloración para ninguna de las dosis aplicadas, siendo la cantidad de N remanente en el suelo superior a los 100 kg en ambos tratamientos, levemente superior en RAC-N aunque menos susceptible a pérdidas por su menor labilidad.

c) Fósforo

En prefloración, la cantidad de P absorbida fue similar en ambos tratamientos y mayor que en el control. La proporción de P absorbida proveniente del RAC en esta etapa resultó en promedio para ambos tratamientos 60% de lo absorbido en prefloración.

El total del P absorbido durante el ciclo, en el tratamiento RAC-P resultó muy bajo evidenciando que la dosis RAC-P, , no fue suficiente para producir respuesta del cultivo. En RAC-N, la absorción fue mayor que en el resto de los tratamientos y representó 26 % del P proveniente del RAC. La diferencia en la absorción de P entre los tratamientos con RAC estuvo ligada a una mayor oferta de P en RAC-N, encontrándose una correlación altamente significativa entre esta variable y la dosis de P aplicada ($r= 0,79$. $p<0,002$). Esta relación fue observada previamente por Sicora & Enkiri (2005) en un estudio donde compararon el efecto de la aplicación de cama de pollo sobre la absorción de P en rye grass.

El cultivo no mostró un incremento en la absorción respecto del control en postfloración. El aporte diferencial del P disponible entre los tratamientos con y sin RAC estaría dado por la proporción de P inorgánico (33% del total) y por la mineralización de la

fracción orgánica de P del RAC (aproximadamente 12% del PT). En esta etapa cobra importancia la fracción orgánica de P del RAC (12%) que habría aportado P en forma gradual pero que pudo verse afectada por una menor mineralización como consecuencia del déficit hídrico ocurrido en esta etapa.

La cantidad de P exportado al sistema en el grano fue mayor en RAC-N y estuvo relacionada con la mayor oferta de P ($r = 0,71$; $p < 0,01$), mientras el valor de RAC-P fue consecuencia de una menor concentración de P en el grano en este tratamiento. La removilización de P también fue mayor en los tratamientos con RAC y estuvo relacionada con la cantidad de N absorbida en prefloración ($r = 0,89$; $p < 0,0001$).

La concentración de P en grano se encontró en el límite inferior del rango publicado por Ciampitti *et al.* (2013) pudiendo ser consecuencia del stress hídrico que impactó sobre la disponibilidad y absorción de P del RAC o déficit de P. Es decir, el nivel de P agregado no saturó la respuesta a P. El menor valor se observó en el tratamiento RAC-P debido a que hubo un mayor “efecto de dilución” (Wang & Ning, 2019; Setiyono *et al.*, 2010; Ning *et al.*, 2013) por una menor cantidad de P para igual rendimiento que en el resto de los tratamientos. La concentración de P_{PREF} fue mayor en los tratamientos con RAC que el control y no se observaron diferencias por efecto de dosis. Del mismo modo que en el P_{PREF} , la concentración de P en este estadio correlacionó positivamente con el N_{ABS} ($r = 0,79$; $p < 0,002$) y N_{PREF} ($r = 0,70$; $p < 0,01$).

d) Azufre

La aplicación de RAC afectó significativamente todas las variables medidas para este nutriente generando un aumento respecto del control, aunque no se observó en general efecto de dosis. Solo el S acumulado hasta floración (S_{PREF}) mostró respuesta en la dosis

aplicada, y resultó mayor en RAC-P que en el control, mientras que RAC-N no se diferenció estadísticamente de los otros dos tratamientos. En prefloración, RAC-P absorbió mayor proporción de S disponible del RAC que RAC-N y fue un 15% mayor que RAC-N a pesar de que este tratamiento tuvo un mayor aporte de S. Esta diferencia podría deberse a que el mayor aporte de S de RAC-N durante este periodo inhibió la actividad de la enzima sulfatasa (encargada de romper enlaces de las uniones éster del S durante la mineralización bioquímica de S orgánico), generando esta diferencia en la disponibilidad o a que la mayor disponibilidad de N (N ureico) en RAC-P haya promovido una mayor absorción de S.

El S absorbido durante el ciclo del cultivo superó el 100% a lo absorbido por el control sin RAC y fue consecuencia de la mayor oferta de S y N aportado por el RAC demostrándose que estas variables estuvieron asociadas ($r= 0,90$; $p= 0,0001$), en coincidencia con lo observado por Dev *et al.* (1979) y Fazli *et al.* (2008).

El análisis de la absorción total de S por el cultivo permitió detectar que, más del 50% del S absorbido derivó del RAC siendo un 8,5% mayor en RAC-P. La absorción de S en postfloración alcanzo entre el 68 y 84% del total absorbido en los tratamientos RAC-P y RAC-N, respectivamente.

La removilización del S sólo se hizo evidente en el tratamiento sin RAC, debido a que la oferta de S en las parcelas con RAC, inhibió este proceso en RAC-N y RAC-P.

Además, se observó, que el maíz fertilizado con RAC presentó un “consumo de lujo” de S, el cual se comprueba por el incremento de este nutriente en el rastrojo (en promedio 2,5 veces mayor que el control).

La mayor acumulación de S_{GRANO} en los tratamientos con RAC estuvo relacionada con un mayor aporte de N en estos tratamientos respecto del control (Figura 5.12). Reuveny *et al.* (1980) y Duke & Reisenauer (2015) afirmaron que la demanda y los requerimientos

de S en las plantas de maíz están estrechamente relacionados con el suministro de N y el estado de S de la planta.

Figura 5.12: Azufre acumulado en el grano de maíz en función del N absorbido por el cultivo

La mayor concentración de S en el grano en las parcelas con RAC se correlacionó con la absorción de S postfloración ($r = 0,70$; $p < 0,01$) y la dosis de S aportada a través del RAC ($r = 0,84$; $p < 0,001$).

El ICS fue menor para los tratamientos con RAC como consecuencia del consumo de lujo de este nutriente que generó un incremento más que proporcional de S_{ABS} que el incremento en el S_{GRANO} en RAC-P y RAC-N respecto del control (108% en S_{ABS} y 39 % S_{GRANO}). Se observó además, una alta correlación entre el ICS y la dosis de N aplicada ($r = 0,88$; $p = 0,0001$) coincidiendo con lo observado por Ciampitti *et al.* (2013) y Pagani *et al.* (2012).

e) Cinc

No se observaron efectos de la aplicación de RAC sobre la absorción y partición de Zn en el cultivo.

El aporte de Zn disponible del RAC solo se hizo evidente en RAC-N que aportó 16% del Zn absorbido, 88% del cual fue absorbido en prefloración. Por otro lado, no se detectó aporte de Zn-RAC en el tratamiento RAC-P, lo cual indicaría que el aporte de este nutriente fue insuficiente para producir respuesta.

A pesar de la falta de respuesta a la aplicación de RAC, los valores de las variables estudiadas fueron superiores a los reportados por distintos autores que estudiaron la absorción y partición de distintos micronutrientes en el maíz (Lozak *et al.*, 2011; Behera *et al.*, 2015, Bender *et al.*, 2013; Bruns & Ebelhar., 2006; Ciampitti *et al.*, 2013b). Dicha diferencia con los datos de esta tesis pudo deberse, entre otros factores, a la influencia del componente genético en el contenido de Zn en el grano (Maziya-Dixon *et al.*, 2000; Bänziger & Long, 2000; Fahad *et al.*, 2017).

f) Relaciones estequiométricas en el maíz.

Para el maíz, las relaciones entre los nutrientes estudiados en esta tesis fueron en general más bajas que las relaciones estequiométricas calculadas en base al requerimiento promedio del cultivo. El déficit hídrico pudo haber limitado la disponibilidad de los nutrientes y su absorción, dando como resultado valores menores a los citados en función del requerimiento del cultivo. La mayor relación N: P (58%) para el tratamiento RAC- P respecto del control fue consecuencia de la menor absorción de P respecto del N (Figuras 5.9 y Figura 5. 10) puede deberse a una menor oferta de P en RAC-P respecto de RAC-N. En RAC –N las relaciones N:P, N:Zn , P:S y P:Zn fueron similares a las del control lo que

permitiría inferir que esta dosis de RAC estaría más balanceada respecto de los requerimientos del cultivo que la RAC-P.

5.6 CONCLUSIONES CONTRASTE DE HIPÓTESIS

El análisis de los resultados obtenidos permitió poner a prueba las hipótesis planteadas en este capítulo:

Hipótesis a: *El rendimiento del trigo no variará entre los tratamientos con RAC aplicado en dosis calculadas en base al requerimiento de N o de P ya que los aportes de N están equiparados y el P cubriría en ambos tratamientos el requerimiento del cultivo.*

Se rechaza. En el caso del trigo, la productividad aumentó respecto del control solo cuando se aplicó la mayor dosis de RAC. La dosis RAC-P no alcanzó a cubrir los requerimientos del cultivo debido a que la metodología aplicada en base al P total subestimó la dosis de P a aplicar.

Hipótesis b: *El rendimiento del maíz se verá favorecido por el tratamiento con RAC aplicado en dosis calculadas en base al requerimiento de N ya que la elevada demanda de N del maíz será mejor satisfecha por la fuente orgánica considerándose el aporte de P suficiente para el objetivo de rendimiento. Dicho tratamiento aportará N durante un período más prolongado que el RAC y la urea sincronizando mejor con el período de absorción del maíz.*

Se rechaza. En el maíz la aplicación de RAC no mejoró la productividad del cultivo respecto del control. El déficit hídrico ocurrido durante el período crítico del cultivo no permitió la expresión de la respuesta del cultivo por su efecto sobre la captación de recursos tanto hídricos como nutricionales.

Hipótesis c: *En el tratamiento fertilizado con RAC calculado en base al requerimiento de P del cultivo (complementada con N inorgánico) se observarán niveles de nutrientes absorbidos similares al tratamiento que recibió la dosis de RAC calculada en función del requerimiento de N del cultivo.*

Se rechaza. La proporción del N-RAC absorbido en el maíz fue mayor que en el trigo como consecuencia de una mayor disponibilidad de N-RAC en el cultivo de verano por la mayor mineralización de N orgánico proporcionado por esta fuente. El P-RAC fue levemente mayor en el trigo que en el maíz pero en ambos cultivos la dosis RAC-P no proveyó suficiente P a los cultivos para que se diferencien del control sin RAC. El S-RAC del mismo modo que el N-RAC fue mayor en el maíz por una mayor mineralización del S orgánico. En el trigo el S-RAC en el RAC-P fue menor que en RAC-N, asociándose este hecho a la menor oferta de P. En el maíz ambos tratamientos absorbieron una cantidad similar de S-RAC. Para ambos cultivos la proporción de Zn-RAC absorbida no fue significativa en los tratamientos con RAC respecto del control. La mayor absorción de N, P y Zn se detectó en prefloración a diferencia del S que la mayor proporción absorbida fue en postfloración.

Hipótesis d: *Tanto en trigo como en maíz, las relaciones entre el N con el resto de los nutrientes se verán aumentadas respecto del control cuando se aplica la mayor dosis de RAC en virtud una mejor eficiencia de absorción de este nutriente y a que el resto de los nutrientes aportados no serán limitantes para el crecimiento de los cultivos.*

Se rechaza. En el trigo la relación entre N: P disminuyó cuando se aplicó la mayor dosis de RAC, ya que debido a la estrecha relación entre N y P en el RAC, el P no fue limitante y la absorción de N favoreció la absorción de P. Las relaciones de N y P con S disminuyeron respecto del control en ambos cultivos debido a que el exceso de S aportado

por esta dosis, generó un consumo de lujo de este nutriente. La relación de N, P y S con Zn se vio aumentada respecto del control mostrando probablemente que para esta dosis el Zn no habría sido suficiente para cubrir la demanda del cultivo.

CONCLUSIONES

En esta tesis, la aplicación de RAC como fuente nutricional produjo respuesta en el rendimiento del cultivo de trigo cuando se aplicó RAC-N mientras que no se produjo respuesta en el rendimiento del maíz. En ambos cultivos, las condiciones climáticas explicaron la variabilidad de la respuesta en rendimiento a la aplicación de RAC. En el trigo, en el tratamiento RAC-P, la cantidad de P aplicada fue insuficiente para maximizar los rendimientos debido a que el aporte de P disponible calculado en base al Pt del RAC fue menor al esperado para un suelo con baja disponibilidad de P. En el caso del maíz, debido al déficit hídrico ocurrido la aplicación de RAC no mejoró el rendimiento del cultivo.

La proporción de N-RAC absorbido en el cultivo de trigo fue menor a la absorbida por el maíz indicando que hubo una mayor proporción de N-RAC disponible en el maíz posiblemente por una mayor mineralización de N debida a temperaturas superiores durante el periodo de crecimiento de este cultivo. Por otra parte, la totalidad del N-RAC fue absorbido en preantesis siendo la absorción en postantesis casi nula. El N-RAC absorbido en preantesis, tanto en el trigo como en el maíz resultó mayor en el tratamiento RAC-P debido a que esta dosis contiene un 74% del N en forma ureica

El P-RAC total absorbido por el trigo en RAC-N fue del 31% y no se detectó absorción de P-RAC en el tratamiento con la menor dosis de RAC. Este resultado indica que la dosis de RAC-P no proporcionó suficiente P disponible para producir la respuesta. En el maíz se observaron diferencias entre el P-RAC absorbido por ambos tratamientos. En RAC-P la proporción de P-RAC solo fue del 1,4% mientras que en RAC-N esta proporción

fue del 26% y la totalidad de P-RAC se absorbió en prefloración no observándose diferencias en la absorción postfloración entre estos tratamientos y el control.

El S-RAC en el trigo fue mayor en RAC-N (58% del S total absorbido) mientras que en RAC-P representó solo el 10%. La mayor proporción de S-RAC que fue absorbida en los distintos periodos de crecimiento varió en función de los tratamientos. En RAC-P fue mayor en preantesis y estuvo asociada con la mayor absorción de N en esta etapa mientras que en RAC-N la mayor absorción se produjo en postantesis y estuvo asociada no solo con la mayor oferta de S sino con la mayor absorción de N y P que se detectó en este tratamiento. En maíz, la contribución del S-RAC a la absorción total de S al cultivo fue similar en ambos tratamientos alcanzando valores mayores al 50% y la mayor proporción se absorbió en postantesis.

El Zn-RAC tanto en el trigo como en el maíz no fue suficiente para el tratamiento RAC-P mientras que para el tratamiento RAC-N representó el 8 y 16% del total absorbido. La mayor proporción de Zn-RAC se produjo en preantesis.

No se observó una tendencia clara sobre las relaciones estequiométricas en los cultivos debido a la aplicación de RAC.

CAPÍTULO 6

EFFECTO DE APLICACIONES SUCESIVAS DE RAC EN EL SUELO Y SOBRE UNA SECUENCIA DE CULTIVOS

6.1. INTRODUCCIÓN

La información acerca del efecto de la aplicación de residuos orgánicos sobre el rendimiento de los cultivos es fundamental para su manejo sustentable. Sin embargo, las investigaciones disponibles muestran tendencias contradictorias. Algunos autores consideran a la cama de pollo (principal componente del RAC) u otros residuos animales como una fuente apropiada de nutrientes ya que incrementaron los rendimientos de los cultivos (Diacono & Montemurro, 2010; Watts & Torbert, 2011; He *et al.*, 2016). En cambio, otros investigadores sostienen que los rendimientos de los cultivos luego de la aplicación de residuos orgánicos fueron iguales o menores a los obtenidos con fertilizantes inorgánicos (Woodard & Sollenberger, 2011; Hirzel *et al.*, 2007). Como resultado de un meta análisis, Lin *et al.* (2016), observaron que la aplicación de la cama de pollo sin compostar condujo a un incremento en el rendimiento no mayor al 5% sobre el obtenido con fertilizantes inorgánicos. Dicho incremento fue más evidente en aplicaciones sucesivas en cultivos de verano (soja y maíz) que en aplicaciones unitarias en cultivos de invierno. Desde esta perspectiva, se esperaría en el caso del RAC, una menor respuesta a la obtenida con la cama de pollo sin compostar debido a la naturaleza estable de los nutrientes en este material por tratarse de un residuo compostado.

La dosificación de RAC basada en los requerimientos de N de los cultivos también puede conducir a la acumulación de otros nutrientes diferentes del N que se encuentren desbalanceados. El Zn es un nutriente que se suministra como alimento a las aves y, por ser

poco asimilado, se elimina en grandes cantidades con las excretas. Es por ello que la aplicación de los residuos aviares, que presentan concentraciones elevadas de este nutriente, podría generar su acumulación en el suelo constituyendo un riesgo ambiental.

La aplicación de compost al suelo está regulada por la Resolución 1/2019 (SENASA y SECCYMA, 2019) la cual establece el marco normativo para la producción, registro y aplicación de compost al suelo. En dicha resolución se indican los límites máximos de las dosis recomendadas de Zn que es permitido aplicar anualmente al suelo, así como la carga máxima admitida en diez años ($30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y 100 kg ha^{-1} respectivamente). La literatura internacional no cuenta aún con información que se refiera específicamente a la acumulación de Zn luego de la aplicación al suelo de este tipo de residuo aviar. Es por ello, que se considera importante evaluar la performance de las dosis de RAC estimadas por ambos criterios mencionados, sobre el rendimiento de los cultivos en una rotación y sus efectos sobre la acumulación de N, P, S y Zn en el suelo.

6.2 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Objetivo:

Determinar el efecto de aplicaciones sucesivas de dosis contrastantes de RAC en la secuencia trigo-soja 2°-maíz sobre el rendimiento de los cultivos y los destinos de N-S-P y Zn en el sistema suelo-planta.

Hipótesis a: La aplicación acumulada de la dosis RAC calculada en base al requerimiento de P del cultivo y complementada con N mineral en el suelo (dosis baja), promoverá la respuesta significativa en los rendimientos de los cultivos de la secuencia y no causará la acumulación de P, N y S mineral al fin del ciclo. En cambio, la aplicación acumulada de una dosis de RAC calculada en base a los

requerimientos de N (dosis alta), promoverá la respuesta significativa en los rendimientos aunque generará excedentes tanto de P como de N, que se acumularán en el estrato superficial del suelo.

Hipótesis b: Al cabo de las aplicaciones sucesivas de RAC en dosis alta y baja, los niveles de Zn residual no superarán en ningún caso el valor límite establecido por la normativa local.

6.3 MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción general del experimento

Este ensayo se realizó en el establecimiento y lote descritos en el Capítulo 5. En condiciones de secano y bajo siembra directa, se cultivó la rotación típica de la zona que consistió en la siembra consecutiva de tres cultivos: trigo, soja de segunda y maíz. Durante su período de crecimiento y desarrollo, los cultivos recibieron los controles sanitarios adecuados a sus requerimientos. Las fechas de cosecha fueron: 17 de diciembre de 2016, 27 de abril de 2017 y 30 de marzo de 2018 para trigo, soja 2º y maíz, respectivamente.

Diseño experimental y tratamientos:

El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados (DBCA), con 1 factor (dosis de RAC), dos niveles (alta y baja dosis) y un control sin agregado de RAC, con cuatro repeticiones. Los tratamientos aplicados en esta secuencia de cultivos correspondieron a las dosis de RAC calculadas en base al requerimiento de N o P de los cultivos, a saber:

RAC-N: La dosis alta, calculada en base a los requerimientos de N de los cultivos.

RAC-P: La dosis baja, calculada en base a los requerimientos de P (complementada con N inorgánico hasta cubrir los requerimientos de N de los cultivos).

C: Control sin aplicación de RAC.

Los tratamientos aplicados en cada uno de los cultivos se detallan en el Cuadro 6.1. En el cálculo de la dosis de N aplicada a la soja se consideró que el 50% de su requerimiento de N sería cubierto por fijación biológica (FBN) (Collino *et al.*, 2015). Previo a la siembra de cada cultivo, se efectuó la aplicación del RAC al voleo con un fertilizador manual para garantizar la distribución homogénea del mismo.

Cuadro 6.1: Tratamientos aplicados en los distintos cultivos de la rotación. C: control; RAC-N: residuo aviar compostado en alta dosis; RAC-P: residuo aviar compostado en baja dosis.

Residuo animal compostado en alta dosis, RAC-14										
Cultivo		Trigo			Soja			Maíz		
Tratamiento		C	RAC-P	RAC-N	C	RAC-P	RAC-N	C	RAC-P	RAC-N
Dosis RAC (Mg RAC-MS ha ⁻¹)		0	1,3	5	0	2,2	7,3	0	1,7	6,3
Dosis equivalente de N (kgN ha ⁻¹)	RAC	0	22	87,5	0	82	128	0	39	143
	UREA	-	65,5	-	-	-	-	0	104	-
Dosis equivalente de P (kgP ha ⁻¹)		0	15	55	0	25	39	0	46	169
Dosis equivalente de S (kgS ha ⁻¹)		0	35	140	0	70	204	0	31	112
Dosis equivalente de Zn (kgZn ha ⁻¹)		0	0,7	2,5	0	1,3	3,6	0	1,2	4,4

Determinaciones y cálculos.

a) Determinaciones en el suelo:

En dos momentos (previo a la siembra y en el estadio de madurez fisiológica de cada cultivo), se caracterizó el suelo determinándose las formas disponibles y totales de los nutrientes estudiados. La metodología de extracción de las muestras y su acondicionamiento fue descrita en el Capítulo 2 (Materiales y Métodos generales). El N-Nitrato (0-20 cm) se determinó utilizando el método Sneed, que consiste en la extracción con CuSO₄ 0,25% (Marbán & Ratto, 2005) y la cuantificación luego de la reducción a

nitritos con hidracina (Sawicki & Scaringelli, 1971). El S-Sulfato (0-20 cm) fue extraído con fosfato ácido de calcio y cuantificado por turbidimetría, según la metodología de Johnson (1987), mientras que el P extractable, fue determinado por extracción con Bray & Kurtz I(1945) y cuantificado por colorimetría (Murphy & Riley,1962). El Zn extractable fue cuantificado por espectrofotometría de absorción atómica, luego de su extracción con DTPA (Dietiltetraaminopentaacético). Los contenidos totales de P, S y Zn fueron determinados mediante una digestión húmeda con ácido nítrico y perclórico mientras que el N fue medido mediante una digestión con ácido sulfúrico y catalizadores (método Kjeldahl). Las cuantificaciones de estos nutrientes se hicieron del mismo modo que sus formas extractables.

b) Determinaciones en la planta:

En el estadio de madurez fisiológica de los cultivos se cuantificaron la biomasa aérea y los rendimientos. Se tomaron muestras de la parte aérea de cada cultivo las plantas de 2 m² en trigo y soja y 5 surcos de 2 m lineales en maíz. Además, en el maíz se recolectaron 20 espigas al azar de cada una de las parcelas para la determinación del rendimiento.

Una vez recolectadas las muestras, se secaron a 60° C hasta su constancia en peso y se determinó el peso seco.

Ambos cultivos se trillaron con trilladora manual separándose el grano del rastrojo. El rastrojo fue homogeneizado y se extrajo en cada caso una muestra de aproximadamente 300 g luego de un cuarteo. Estas muestras fueron molidas y reservadas para el análisis de nutrientes en los tejidos. El rendimiento de ambos cultivos se determinó a partir del número de granos y el peso de mil granos y se expresó en kg ha⁻¹

La concentración de P, S y Zn en el grano y el rastrojo se efectuó mediante una digestión húmeda con ácido nítrico concentrado y peróxido de hidrógeno (100%), y posterior cuantificación por colorimetría (P), turbidimetría (S) y espectrofotometría de absorción atómica (Zn). La concentración de N se cuantificó por medio de una digestión Kjeldhal y posterior cuantificación por colorimetría (Baethgen & Alley, 1989).

Cálculos realizados

Con los datos recolectados se calcularon: a) la mineralización aparente de N y S, y b) los balances de P y S de cada cultivo y de la rotación.

a) Mineralización aparente de trigo, maíz y soja.

Trigo y maíz: Con la finalidad de estimar la mineralización en el suelo y las posibles pérdidas y/o excedentes de N y S, se calculó la mineralización aparente de estos nutrientes en cada ciclo de cultivo. Los valores positivos de mineralización aparente indicarán que la mineralización prevaleció sobre las pérdidas, mientras que los valores negativos evidenciarán inmovilización de nutrientes o prevalencia de pérdidas de nutrientes. Se aplicó la siguiente ecuación general propuesta por Alvarez *et al* (2015):

$$\text{Mineralización aparente} = (\text{XABS} + \text{XRES}) - (\text{XSUE} + \text{XFERT}) \quad (\text{Ec.1})$$

Donde:

XABS: Nutriente absorbido (0-60 cm) (kg ha⁻¹)

XRES: Nutriente disponible remanente en el suelo a la cosecha por cultivo (0-60 cm) (kg ha⁻¹)

XSUE: Nutriente disponible en el suelo previo a la siembra por cultivo (0-60 cm) (kg ha⁻¹)

XFERT: Nutriente aplicado en forma disponible para el cultivo (kg ha⁻¹).

Soja: Se incluyó dentro de los aportes de N el término NFB (N aportado por fijación biológica). El valor de este término fue estimado a partir de la Ec.3 propuesta por Collino *et al.* (2015).

$$\text{NFB (kg ha}^{-1}\text{)} = (0,052 * \text{rendimiento}) - 32,7. \quad (\text{Ec.2})$$

b) Balance de P y Zn para cada cultivo y de la rotación.

Para los nutrientes no móviles (P y Zn), se calculó el balance total al final del ciclo de cada cultivo y el balance acumulado al finalizar la rotación. Se aplicó la siguiente ecuación:

$$\text{Balance X} = \text{XAPL} - \text{XEXP} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde:

XAPL: Nutriente X aplicado (kg ha⁻¹)

XEXP: Nutriente X exportado con el grano (kg ha⁻¹)

Se asumió que el P **no se pierde** por lixiviación **ni erosión** incluso a concentraciones altas

Análisis estadístico

Los datos recolectados se analizaron mediante análisis de varianza (ANOVA) a un factor (F=1; n=4; p<0,05). También se realizaron análisis de regresión y correlación entre las distintas variables medidas (Statistix 9.05, 2017).

6.4 RESULTADOS

Rendimiento de los cultivos

Los valores de rendimiento obtenidos evidenciaron respuesta significativa y positiva a la aplicación del RAC en los 3 cultivos. El efecto de la dosis dependió del cultivo (Figura 6.1).

Tanto el trigo, como la soja y el maíz alcanzaron su mayor rendimiento por aplicación de la dosis alta de RAC (RAC-N; basada en el requerimiento de N del cultivo) siendo el incremento observado del 34%, 79% y 29%, respectivamente.

Figura 6.1: Rendimiento de los cultivos de la rotación para los tratamientos control (C), RAC-P (dosis baja) y RAC-N (dosis alta). Letras iguales indican diferencias significativas entre tratamientos para $p > 0,05$. Las barras verticales representan el desvío estándar respecto de la media de los tratamientos

La respuesta a la aplicación de la dosis baja de RAC (RAC-P) fue significativa y menor que la observada para RAC-N en soja y maíz, los cuales se diferenciaron del control en 60% y 15%, respectivamente. En trigo, en cambio, no se observó respuesta a RAC-P.

El efecto de la aplicación de RAC sobre el rendimiento del cultivo de maíz cuando se aplicó por única vez sobre el cultivo y cuando se aplicó sucesivamente a cada cultivo de la rotación se puede observar en la Figura 6.2. Dicha figura muestra que el cultivo que recibió una única aplicación de RAC no generó más rendimiento que el control, mientras que cuando se realizaron aplicaciones sucesivas de RAC en el trigo y soja anteriores, el rendimiento de maíz de las parcelas tratadas fue superior al control.

Figura 6.2: Rendimiento del cultivo de maíz luego de una única aplicación de RAC y cuando se aplicó RAC a cada uno de los cultivos antecesores de la rotación. Letras iguales indican diferencias estadísticas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

El análisis de varianza que consideró como factores a: los tratamientos, N° de aplicaciones de RAC previa a la implantación del cultivo y la interacción tratamientos* N° de aplicaciones, mostró que tanto los tratamientos como la interacción tratamientos* N° de aplicaciones tuvieron efecto significativo sobre los rendimientos del maíz mientras que no se observó efecto del N° de aplicaciones previas de RAC (Cuadro 6.2). Esto indicaría que el efecto de dosis de RAC sobre el rendimiento del maíz dependerá del N° de aplicaciones de RAC que recibió previamente el cultivo.

Cuadro 6.2: Análisis de varianza factorial para evaluar efectos de la aplicación de RAC sobre el rendimiento del cultivo de maíz.

Factores	Valor -p
Nº de aplicaciones	0,37
Tratamiento	0,0050
Nº de aplicaciones * tratamiento	0,026

Los factores considerados fueron: Nº de aplicaciones (cantidad de aplicaciones de RAC al suelo previo a la siembra del cultivo de maíz con dos niveles (una y tres aplicaciones), Tratamiento con tres niveles (C, RAC-P y RAC-N) y la interacción Nº de aplicaciones*tratamiento.

Nitrógeno

El contenido de N_{TOTAL} del suelo fue incrementado significativamente por efecto del tratamiento RAC-N tanto en maíz como en soja, mientras que en trigo permaneció invariable. El valor de este parámetro a madurez fisiológica del cultivo de soja resultó un 50% mayor que en trigo, observándose diferencias para la mayor dosis de RAC respecto del control y de RAC-P. En cuanto al maíz, el tratamiento RAC-N resultó 20% y 14% superior al Control y el RAC-P (Cuadro 6.3) entre sí.

Cuadro 6.3: Contenido de N_{TOTAL} en el suelo al final de cada cultivo de la rotación. Letras diferentes en las columnas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,1$).

Tratamiento	N Total (g kg ⁻¹)		
	Trigo	Soja	Maíz
C	1,4 a	2,0 a	2,1 a
RAC-P	1,3 a	2,1 ab	2,2 a
RAC-N	1,3 a	2,3 b	2,6 b

Letras diferentes en las columnas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,1$).

También se pudo comprobar que el contenido de N total del suelo previo a la siembra del maíz fue significativamente diferente en las parcelas sin aplicación previa de RAC (NT: 0,205%) y en las que recibieron RAC en los cultivos antecesores (NT: 0,218%).

La aplicación de RAC incrementó significativamente la absorción de N en los 3 cultivos (Cuadro 6.4). Como respuesta al tratamiento RAC-N, el nivel de N absorbido en trigo resultó 23% y 20% superior al control y RAC-P, mientras que, en el maíz, el RAC-N y RAC-P superaron en 67% al C y no se diferenciaron estadísticamente

En la soja, la absorción de N también fue mayor en RAC-N, superando significativamente a C y RAC-P en 86 % y 48%, respectivamente.

Cuadro 6.4: Componentes del balance de N y mineralización aparente del suelo en kg ha^{-1} , para cada tratamiento en trigo, soja 2° y maíz.

Tratamiento	NAPL	NSUE	NFB	NRES	NABS	Mineralización aparente
<i>Trigo (kg.ha^{-1})</i>						
C	0	54	-	61 a	81 a	88 b
RAC-P	68	54	-	65 a	83 a	26 a
RAC-N	12	54	-	75 b	100 b	109 c
<i>Soja (kg.ha^{-1})</i>						
C	0	61 a	158 a	100 b	199 a	80 c
RAC-P	3	65 a	272 b	108 b	294 b	62 b
RAC-N	18	75 b	309 c	80 a	371 c	-49 a
<i>Maíz (kg.ha^{-1})</i>						
C	0	24 a	-	49 a	104 a	129 b
RAC-P	130	32 b	-	56 a	171 b	65 a
RAC-N	24	47 c	-	53 a	177 b	159 c

NAPL (N-nitratos aplicado), NSUE (N-nitratos a la siembra), NFB (N proveniente de fijación biológica), NRES (N-nitratos suelo a madurez fisiológica del cultivo) y NABS (N absorbido por el cultivo). Letras diferentes en las columnas indican diferencias entre los tratamientos para cada variable medida ($p < 0,05$).

El aporte de N por fijación biológica se incrementó en más del 100 % respecto de C, cuando se aplicó la mayor dosis de RAC. Las diferencias observadas en los valores de mineralización aparente variaron en función de las dosis y el cultivo.

Tanto en trigo como en maíz, el tratamiento RAC-N promovió un incremento significativo del 23% respecto del control en la mineralización aparente del suelo, mientras que en la soja el cálculo de este nutriente resultó negativo indicando posibles pérdidas de N por lixiviación y/o volatilización.

En cambio, el tratamiento RAC-P, se correspondió con valores de mineralización aparente de N menores que el C en los 3 cultivos. En síntesis, en el trigo se observó que la mineralización aparente en el tratamiento RAC-N fue seis veces mayor que en el RAC-P, mientras que en el maíz la mineralización en RAC-N duplicó a la de RAC-P.

Se observó que luego de la aplicación de RAC e independientemente de la cantidad de veces que fue aplicado el RAC al suelo los tratamientos con RAC absorbieron más N que el control. En la aplicación única de maíz, la diferencia en el N absorbido entre el control y RAC-P fue del 42% y mientras que para RAC-N fue del 27%. Cuando el maíz recibió más de una aplicación de RAC las diferencias entre el control y RAC-P y RAC-N fueron de 62% y 70% (Figura 6.3)

Figura 6.3: N absorbido por el maíz luego de una única aplicación de RAC y luego de aplicaciones acumuladas de RAC. Las barras sobre las columnas indican el desvío estándar y las letras muestran las diferencias entre los tratamientos en cada tipo de aplicación ($p < 0,05$).

El análisis de varianza para evaluar el efecto de la aplicación de RAC sobre la cantidad de N absorbido por el cultivo de maíz donde se consideraron como factores: N° de

aplicaciones de RAC previo a la siembra del cultivo con dos niveles (una o tres veces), Tratamiento (con tres niveles: C, RAC-P y RAC-N) y la interacción N° de aplicaciones * tratamiento se presenta en el Cuadro 6.5.

Cuadro 6.5: Análisis de varianza factorial para evaluar efectos de la aplicación de RAC sobre la absorción de N.

Factores	Valor -p
N° de aplicaciones	0,0001
Tratamiento	<0,0001
N° de aplicaciones * tratamiento	0,0043

Los factores considerados fueron: N° de aplicaciones de RAC al suelo RAC previo a la siembra del cultivo de maíz con dos niveles (una y tres aplicaciones), Tratamiento (C, RAC-P y RAC-N) y la interacción entre N° de aplicaciones * tratamiento.

Se observó interacción entre ellos sobre el N absorbido por el maíz (Cuadro 6.5), indicando que tanto las reiteradas aplicaciones de RAC al suelo, como las distintas dosis afectaron la absorción de N estableciéndose interacción entre ellas.

Así se pudo observar que la absorción de N varía en función de la cantidad de veces que el RAC fue aplicado al suelo con anterioridad al cultivo de maíz. La cantidad de N absorbido por el maíz que recibió RAC en cada cultivo de la secuencia fue entre un 17 y 36% mayor que cuando el RAC se aplicó por única vez. Y varió en función del tratamiento aplicado (Figura 6.3).

Fósforo

El balance del P total (PT) en el suelo para la rotación, mostró para el Control, valores negativos de P mientras que en los tratamientos con RAC dicho balance fue positivo. La cantidad de P remanente en el suelo cuando se aplicó RAC-N superó ampliamente a la de RAC-P (Cuadro 6.6).

Cuadro 6.6: Balance de P al final de cada cultivo y balance acumulado del P total (kg ha^{-1}) en el suelo para la secuencia de cultivos luego de la aplicación de RAC-N y RAC-P.

Tratamiento	PAPL	PEXP	Balance(PAPL-PEXP)
<i>Trigo</i>			
C	0	7,5 a	-7,5 a
RAC-P	15	7,3 a	7,7 b
RAC-N	55	11,2 b	43,7 c
<i>Soja</i>			
C	0	13,8 a	-21,4 a
RAC-P	25	27,2 b	5,5 b
RAC-N	82	29,7 b	96,0 c
<i>Maíz</i>			
C	0	18,5 a	-39,9 a
RAC-P	39	32,4 b	8,3 b
RAC-N	145	21,5 a	124,0 c

PAPL (P total aplicado), PEXP (P exportado en el grano), Balance (PAPL-PEXP).

El P extractable (P_{BRAY}), cuyo valor al inicio del ensayo fue de $7,87 \text{ mg kg}^{-1}$, fue incrementado 6 veces por la aplicación sucesiva de la dosis alta de RAC mientras que cuando se aplicó la dosis baja (RAC-P) el contenido de P_{BRAY} se duplicó. En el control, el P_{BRAY} disminuyó un 42% respecto del valor inicial (Cuadro 6.7).

Cuadro 6.7: Contenido de P extractable en el suelo (P_{BRAY}) en mg kg^{-1} determinado en madurez fisiológica de cada cultivo de la rotación

Tratamiento	<i>Trigo</i>	<i>Soja</i>	<i>Maíz</i>
C	8,30 a	9,13 a	5,81 a
RAC-P	8,82 a	13,94 b	14,49 b
RAC-N	9,89 a	25,33 c	50,78 c

Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos $p < 0,05$.

Azufre

El S total y el sulfato en el suelo se incrementaron luego de la aplicación de RAC independientemente de la dosis y el cultivo (Cuadro 6.8).

Cuadro 6.8: Contenido de S total (ST) en g kg⁻¹ y S en sulfato (SUL) en mg kg⁻¹ en el suelo al final de cada cultivo de la rotación.

	<i>Trigo</i>		<i>Soja</i>		<i>Maíz</i>	
	SUL	ST	SUL	ST	SUL	ST
C	10,81 a	0,32 a	9,17 a	0,38 a	14,74 a	0,35 a
RAC-P	29,98 c	0,36 b	16,45 b	0,52 c	26,58 b	0,65 c
RAC-N	23,70 b	0,32 a	20,51 c	0,44 b	23,63 b	0,48 b

La mineralización aparente no mostró una tendencia clara para los distintos tratamientos (Cuadro 6.9). En trigo, la mineralización aparente de S fue mayor a mayor dosis de RAC, y se observaron diferencias entre los tratamientos con RAC siendo en RAC-N un 40% mayor.

En soja, la mayor mineralización aparente se registró en el tratamiento control, y fue disminuyendo a mayor dosis de RAC aplicada. En el maíz, la mineralización aparente de S fue un 55% mayor cuando se aplicó la dosis RAC-N y no se observaron diferencias entre el control y RAC-P.

Cuadro 6.9: Componentes del balance de S-Sulfatos y mineralización aparente del suelo en kg ha⁻¹ para cada tratamiento en los cultivos de la rotación.

Tratamiento	SAPL	SSUE	SRES	SABS	Mineralización aparente
<i>Trigo</i>					
C	0	34	26 a	14 a	6 a
RAC-P	5	34	57 b	17 a	35 b
RAC-N	21	34	70 c	34 b	49 c
<i>Soja</i>					
C	0	26 a	22 a	16 a	12 c
RAC-P	9	57 b	49 b	26 b	9 b
RAC-N	29	70 c	40 b	30 c	-29 a
<i>Maíz</i>					
C	0	22 a	35 a	14 a	27 a
RAC-P	5	49 b	57 b	29 b	26 a
RAC-N	17	40 b	64 c	35 c	42 b

SAPL (S-sulfato aplicado), SSUE (S-sulfatos a la siembra), SRES (S-sulfato en el suelo a madurez fisiológica del cultivo), SABS (S absorbido por el cultivo).

Cinc

Al inicio del ensayo, los niveles de Zn disponible en el suelo y del Zn total fueron de 0,87 mg kg⁻¹ y 50,74 mg kg⁻¹ respectivamente (Capítulo 5 apartado 5.3.2). El agregado de RAC al trigo no afectó el nivel de Zn disponible en el suelo, aunque luego de la soja el incremento promedio de Zn para ambos tratamientos fue de 16% respecto del control. Luego de las sucesivas aplicaciones de RAC, al final de la rotación, el Zn disponible aumentó una vez y medio respecto de su nivel inicial (Cuadro 6.10).

Cuadro 6.10: Contenido de Zn disponible (ZnDTPA) en el suelo determinado en madurez fisiológica de cada cultivo de la rotación.

Tratamiento	Zn _{DTPA} (mgkg ⁻¹)		
	Trigo	Soja	Maíz
C	1,00 a	1,46 a	1,19 a
RAC-P	0,92 a	0,96 b	2,96 b
RAC-N	1,17 a	1,01 b	2,24 b

Al inicio del ensayo, la evaluación del contenido de Zn asociado a distintas fracciones del suelo mostró que la fracción residual considerada no lábil (ZnRES) fue la que se encontró en mayor proporción, alcanzando el valor de 34,83 mg kg⁻¹, seguida por la fracción de Zn poco lábil (ZnOxFe) que correspondió a un valor de 8,82 mg Zn kg suelo⁻¹. La fracción lábil (ZnLAB: Zn extraíble e intercambiable) y las fracciones moderadamente lábiles (ZnMO: Zn asociado a componentes de la MO y ZnOxMn: Zn asociado a óxidos de Mn) alcanzaron valores de 3,05; 2,97 y 1,26 mg de Zn kg suelo⁻¹ respectivamente. Esto representó aproximadamente 6 %, 6 %, 2 %, 17 % y 69 % del Zn total para ZnLAB, ZnMO, ZnOxMn, ZnOxFe y ZnRES, respectivamente.

La cuantificación del cambio de la concentración de Zn en las distintas fracciones del suelo respecto del nivel inicial, mostró que al cabo de la rotación de los cultivos existió una variación significativa en casi todas las fracciones (Cuadro 6.11).

Cuadro 6.11: Variación de las distintas fracciones de Zn (mg kg^{-1}) (ΔZn : Concentración de Zn en cada fracción luego de la cosecha de maíz - concentración de Zn en la fracción previo a la siembra del trigo).

	C		RAC-P		RAC-N	
	ΔZn	valor p	ΔZn	valor p	ΔZn	valor p
ZnLAB	-1,08	0,0025	-0,97	0,001	-0,89	0,0024
ZnMO	-0,92	0,0063	-0,38	0,169	-0,25	0,1396
ZnOxMn	-1,17	0,0078	-0,09	0,62	-0,19	0,0003
ZnOxFe	-0,91	0,043	-0,92	0,07	-1,93	0,0003
ZnRES	0,60	0,44	15,13	0,0001	22,11	0,0001

En general, el contenido de Zn en las fracciones más lábiles disminuyó al final de la rotación, mientras que la fracción residual aumentó, siendo la magnitud de este incremento mayor a mayor dosis de RAC. En el control, el porcentaje de variación en las distintas fracciones se ubicó en un rango de 2 a 39% siendo mayor en las fracciones más lábiles y menor, en las menos lábiles. Por el contrario, la mayor variación del contenido de Zn en los tratamientos con RAC se produjo en la fracción residual que aumentó en un 44 y 63% respecto de su contenido inicial en RAC-P y RAC-N, respectivamente.

El fraccionamiento de Zn realizado a madurez fisiológica de cada cultivo se muestra en el Cuadro 6.10. La fracción residual y la poco lábil representan las fracciones que se encontraron en mayor proporción, independientemente del cultivo o tratamiento aplicado. La fracción que se presentó en menor proporción fue la asociada a óxidos de Mn (ZnOxMn).

Cuadro 6.12: Fraccionamiento del Zn total del suelo para cada tratamiento y cultivo:

<i>Trigo</i>						
	C		RAC-P		RAC-N	
	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	%
ZnLAB	3,01 a	6	2,96 a	6	2,63 a	5
ZnMO	2,64 a	6	2,88 a	6	2,75 a	6
ZnOxMn	1,12 a	2	1,72 b	3	1,11a	2
ZnOxFe	3,05 a	6	17,20 c	34	9,16 b	19
ZnRES	38,93 c	80	26,13 a	51	33,55 ab	68
ZnTOTAL	48,76 a		50,92 a		49,21 a	
<i>Soja</i>						
ZnLAB	2,48	5	2,58	8	2,46	6
ZnMO	2,79	6	2,40	7	2,30	6
ZnOxMn	1,48	3	1,38	4	1,42	4
ZnOxFe	7,13	15	8,59	26	8,49	20
ZnRES	33,24	71	18,03	55	25,60	64
ZnTOTAL	47,19 b		32,98 a		40,27 ab	
<i>Maíz</i>						
ZnLAB	1,97 a	4	2,07 a	3	2,16 a	3
ZnMO	2,04 a	3	2,59 b	4	2,44 b	3
ZnOxMn	0,85 a	2	1,16 a	3	1,07 a	2
ZnOxFe	7,91 b	16	7,89 b	12	6,89 a	10
ZnRES	34,22 a	75	49,87 b	78	59,11 c	82
ZnTOTAL	46,98 a		63,58 b		71,67 c	

ZnLAB (Zn extraíble en intercambiable), ZnMO (Zn moderadamente lábil asociado a componentes de la MO), ZnOxMn (Zn asociado a óxidos de Mn, ZnOxFe (Zn poco lábil asociado a óxidos de Fe), ZnRES (fracción residual, Zn no lábil). Letras diferentes indican las diferencias significativas entre los tratamientos para cada cultivo ($p < 0,05$).

El Zn total en el suelo varió para cada cultivo y tratamiento. Para el trigo no se observaron diferencias significativas de esta variable por efecto del tratamiento. En soja, se observó una disminución cuando se agregó RAC-P mientras que para RAC-N no se observaron cambios respecto del control. En el maíz, se observó un aumento del contenido de Zn en la fracción antes mencionada de 35 y 53% cuando se agregaron los tratamientos RAC-P y RAC-N respectivamente (Cuadro 6.12).

En el tratamiento RAC-N se observó también una disminución del 27% del nivel de Zn lábil mientras que en las fracciones ZnOxMn y ZnOxFe esta disminución fue del 15% y 22 % respectivamente, respecto del valor inicial. La fracción moderadamente lábil asociada a la materia orgánica no varió en su contenido de Zn al finalizar la rotación de cultivos.

El balance de Zn total del suelo se muestra en el Cuadro 6.13.

Cuadro 6.13: Balance acumulado del ZnTOTAL (kg ha⁻¹) en el suelo para la secuencia de cultivos luego de la aplicación de distintas dosis de RAC

Tratamiento	ZnAPL	ZnEXP	Balance
<i>Trigo</i>			
C	0	0,19	-0,19
RAC-P	0,63	0,19	0,44
RAC-N	2,50	0,16	2,34
<i>Soja</i>			
C	0	0,17	-0,36
RAC-P	1,1	0,26	1,27
RAC-N	3,7	0,29	5,74
<i>Maíz</i>			
C	0	0,22	-0,58
RAC-P	1,2	0,34	2,16
RAC-N	4,73	0,31	10,16
ZnAPL (Zn total aplicado), ZnEXP (Zn exportado en el grano), Balance (ZnAPL-ZnEXP)			

En el tratamiento control se observó que, al final de la rotación de los cultivos, el balance resultó negativo, mientras que la aplicación de RAC promovió un balance positivo de este nutriente en el suelo. El balance de Zn fue mayor a mayor dosis de RAC ya que RAC-N superó en cinco veces al RAC-P.

6.5 DISCUSIÓN

Rendimiento de trigo, soja 2° y maíz.

La aplicación sucesiva de RAC generó incrementos en los rendimientos de cada uno de los 3 cultivos de la rotación. En el capítulo 5 se observó que la aplicación de RAC sobre el cultivo de maíz no produjo incrementos en los rendimientos y esta falta de respuesta se adjudicó al stress hídrico sufrido por el cultivo durante el periodo crítico. En el presente experimento, el cultivo de maíz (3° en la secuencia de cultivos), que se desarrolló bajo las mismas condiciones climáticas y recibió la misma dosis de RAC-N y RAC-P que el descrito en el Capítulo 5 (aplicación única), incrementó su rendimiento, siendo este incremento mayor a mayor dosis de RAC (Figura 6.2). Las diferencias de rendimiento observadas en ambos experimentos se relacionaron con la diferencia encontrada en la absorción de N por parte del cultivo en cada uno de los experimentos y con la mayor disponibilidad de este nutriente en uno y otro caso. El maíz que recibió una sola aplicación de RAC-P y RAC-N absorbió un 14% y un 27% menos N que cuando se aplicaron dichos tratamientos en forma sucesiva en cada cultivo de la rotación (3 aplicaciones).

Asimismo, como se observa en el Cuadro 6.4, el maíz con RAC-N mineralizó un 23% más N que el control sin RAC indicando que este plus en el aporte de N provino de la mineralización del N orgánico no mineralizado en los cultivos previos y del N residual del cultivo antecesor indicando que la disponibilidad de N en las parcelas con RAC fue superior. Por otra parte, la observación de las diferencias entre el N orgánico total del suelo en parcelas con una única aplicación de RAC y las que recibieron sucesivas aplicaciones permitiría inferir que la disponibilidad de N proveniente de la mineralización en las primeras, fue menor. Otra de las razones que explicarían el incremento de los rendimientos luego de aplicaciones sucesivas de RAC sería una mejora de la retención hídrica del suelo

por un mayor aporte de materia orgánica. Hoover *et al.* (2019) observaron que la aplicación de estiércol aviar en rotaciones de maíz- soja con dosis basadas en el requerimiento de N de los cultivos, incrementó el porcentaje de materia orgánica particulada (MOP). Este índice se considera importante indicador de calidad del suelo por su capacidad para estabilizar las partículas que lo componen, lo cual minimiza la erosión, aumenta la capacidad de infiltración y retención de agua. Por su parte, Wander (2004) observó que MOP % es sensible a los cambios en las prácticas de manejo del suelo dentro de las cuales se menciona la aplicación de fuentes orgánicas. En un ensayo realizado, sobre las muestras de suelo de este experimento no incluido en esta tesis, se determinó MOP% para evaluar el efecto de la aplicación de RAC sobre este indicador. Se pudo observar que en el cultivo de maíz (tercer cultivo de la secuencia que recibió previas aplicaciones de RAC) hubo un incremento del porcentaje de la MOP del suelo de un 9% cuando se aplicó RAC-P y del 41% cuando se aplicó RAC-N (Cubissino & Gonzalez, comunicación personal). Esta diferencia podría deberse a una mayor cantidad de raíces de cultivos antecesores o por el mayor aporte de material recalcitrante en el tratamiento RAC-N. Las mejoras mencionadas representaron una ventaja diferencial para el cultivo que se manifestó con un incremento en la absorción de N y P respecto de lo absorbido en el cultivo, cuando recibió una única aplicación de RAC y que impactó sobre el rendimiento permitiendo una respuesta que resultó acorde a la cantidad de RAC aplicado. Estos incrementos en la absorción de N fueron del 17 y 36% en RAC-P y RAC-N respectivamente. Para el P, el incremento fue del 19 y 23% en RAC-P y RAC-N respectivamente mientras que en el control no se observaron diferencias en la absorción de estos nutrientes en una y otra situación.

En el cultivo de soja, la gran magnitud en la respuesta a la aplicación de RAC pudo deberse a que la aplicación de este residuo multinutriente contribuyó a estimular el

mecanismo de simbiosis produciendo una mayor fijación biológica (Gates & Muller, 1979; Sharpley *et al.*, 1993). La disponibilidad de P es fundamental para la actividad de los nódulos debido al alto requerimiento de ATP para el funcionamiento de la nitrogenasa (Al-Niemi *et al.*, 1997). Varin *et al.* (2010) mostraron una estrecha relación entre el suministro de S y el contenido de nitrogenasa y leghemoglobina en los nódulos, mientras que Scherer *et al.* (2008) determinaron que la deficiencia de S redujo el FBN. Otra razón, sería que el RAC, al estimular el crecimiento del cultivo, indujo a la planta a destinar más asimilados a la FBN, incrementando así el N fijado.

Los tratamientos RAC-P y RAC-N fijaron respectivamente 73% y 135% más N que el control, mientras que el N fijado en RAC-N duplicó al fijado en RAC-P.

La falta de respuesta del trigo así como el menor rendimiento de la soja y el maíz cuando se aplicó el tratamiento RAC-P, indicarían que con esta dosis, el P fue limitante para el rendimiento teniendo en cuenta que la cantidad total de N aplicada en trigo y maíz fue similar en RAC-P y RAC-N.

Nitrógeno

La aplicación de RAC en su mayor dosis generó un aumento del NT como consecuencia de un mayor aporte del N del RAC que pasó a formar parte del N orgánico del suelo.

La mayor mineralización aparente de N registrada respecto del control en el trigo y el maíz cuando se aplicó la dosis RAC-N, puede atribuirse a la mayor actividad microbiana del suelo promovida por la aplicación de RAC, previamente comprobada en el ensayo de incubación (Capítulo 4). En dicho capítulo también se demostró que la tasa de mineralización del RAC en el suelo fue más lenta y prolongada en tiempo que la del suelo sin RAC. Consecuentemente, se considera que en este tratamiento y para estos dos cultivos

no se produjeron pérdidas significativas de N, debido a una mejor sincronización entre el N liberado y su absorción por parte del cultivo. La menor mineralización aparente de N cuando se aplicó RAC-P puede atribuirse un menor aporte de N orgánico proveniente del RAC respecto del aporte de N orgánico en RAC-N.

La soja presentó un balance hídrico positivo que alcanzó los 850 mm durante todo su ciclo mientras que el maíz mostró un déficit hídrico de -72 mm concentrado principalmente durante el periodo crítico y principios de llenado de grano). En el cultivo de soja, se observó que a mayor cantidad de RAC aplicado, mayor fue la absorción de N y la cantidad de N fijado (Cuadro 6.3). Esta observación parecería contradecir lo citado por Salvagiotti *et al.* (2008) quienes mencionaron que la FBN disminuyó exponencialmente al aumentar la dosis de N aplicado en superficie. Debido a que en esta tesis el NFB fue estimado a través de una fórmula y no a partir de una medición directa, no se puede afirmar que la aplicación de RAC no afectó la FBN. Sin embargo, sería razonable pensar que la FBN podría no haberse visto afectada debido a que el RAC, por ser una fuente orgánica compostada genera una liberación gradual de N vía mineralización. Asimismo, esta mineralización gradual y prolongada en el tiempo pudo haber cubierto los requerimientos de la soja una vez que la actividad fijadora de los nódulos disminuyó (etapa de llenado de granos) permitiendo así, que el cultivo exprese toda su potencialidad de rendimiento, alcanzando un rendimiento en el tratamiento RAC-N muy superior al control. Los valores negativos de mineralización aparente indican que pudo haber pérdidas de N (lixiviación y/o desnitrificación) no medidas en la tesis.

Fósforo

El balance de P al final de la rotación en el tratamiento control, fue negativo (-39 kg ha⁻¹) (Cuadro 6.4) debido a la extracción de los cultivos en un suelo donde el P_{BRAY} inicial

fue de $7,87 \text{ mg kg}^{-1}$ (Cuadro 5.1 - Capítulo 5), encontrándose inicialmente por debajo del nivel crítico (para trigo, 19 mg kg^{-1} y para soja y maíz $13,6 \text{ mg kg}^{-1}$. En cambio, en el suelo, bajo aplicaciones sucesivas de RAC el balance resultó positivo independientemente de la dosis aplicada.

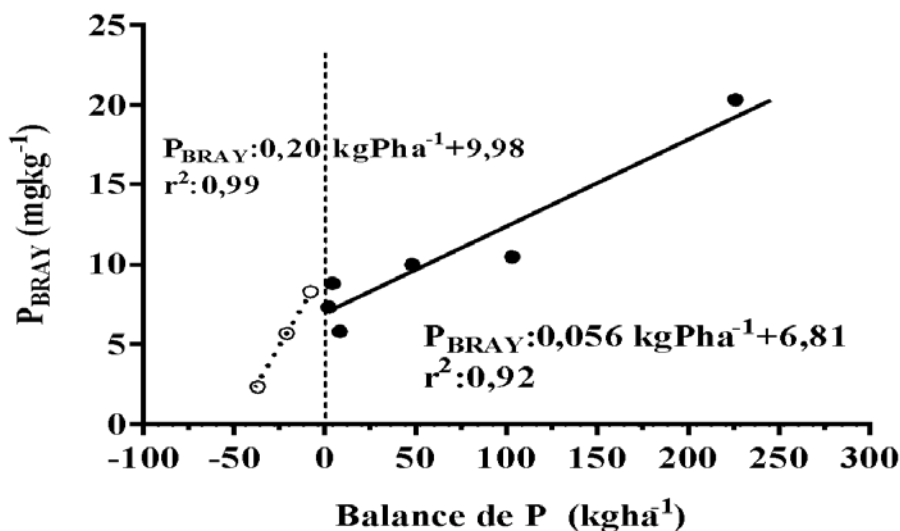


Figura 6.4: Relación entre el P extractable en el suelo (P_{BRAY} en mg kg^{-1}) en función del balance acumulado de P (kg ha^{-1}) para el control (línea punteada y símbolos vacíos) y los tratamientos con RAC (símbolos llenos y línea continua) Los símbolos representan el valor promedio de cuatro repeticiones.

En ensayos de fertilización con P a largo plazo se ha observado la existencia de una relación lineal entre el descenso del P extractable y el balance de P en el suelo (Shen *et al.*, 2014; Messiga *et al.*, 2015) (Figura 6.3). En el planteo de la relación entre el P_{BRAY} y el balance acumulado de P para cada uno de los tratamientos con RAC en forma separada, no se consiguió un buen ajuste de la función para el tratamiento RAC-P. En este tratamiento, el bajo rango de la variable x (balance acumulado de P) y su valor cercano a cero (objetivo de este tratamiento) condujo a un bajo ajuste de cuando se realizó en forma individual, por lo cual se decidió plantear la relación para ambos tratamientos en forma conjunta (Figura 6.4). En el control se observó disminución de P_{BRAY} , que fue acompañado de saldos

negativos crecientes de P mientras que en los tratamientos con RAC, el P_{BRAY} aumentó y fue acompañado de saldos positivos crecientes. La pendiente de la recta de la función en los tratamientos con RAC ($5,6 \text{ mg kg}^{-1}$) indica la cantidad de P-RAC que habría que agregar para elevar el nivel de P disponible en el suelo en 1 mg kg^{-1} . Según Sucunza *et al.* (2018), quienes estudiaron esta relación en la Región Pampeana y bajo distintas rotaciones, se necesitan $3,2 \text{ kg de P ha}^{-1}$ para elevar el nivel del P_{BRAY} en 1 mg kg^{-1} . En el caso de la aplicación de RAC se estableció que la pendiente de la relación entre el P_{BRAY} y el balance acumulado de P resultó casi el doble de lo determinado por los autores antes mencionados. Este valor estaría indicando que se necesitaría agregar $17,8 \text{ kg de P ha}^{-1}$ por sobre el requerimiento de P de los cultivos para elevar en 1 unidad el P_{BRAY} del suelo. La diferencia observada respecto de los datos obtenidos por Sucunza *et al.* (2018) podrían deberse a que el suelo donde se realizó esta rotación contiene una mayor proporción de arcillas que le otorgan una mayor capacidad de adsorción de P; o que parte de P agregado aún no interaccionó con el suelo y no ha sido extraído con el extractante Bray 1 por su forma orgánica (no disponible).

Tras la aplicación del tratamiento RAC-N se observó que el P se acumuló en la capa superficial del suelo; siendo esto consecuencia del desbalance de N:P en el RAC respecto del suelo. Cuando se aplicó la menor dosis de RAC (en función de los requerimientos de P del cultivo) se comprobó que, si bien el balance fue positivo, la cantidad final de P extractable en el suelo al final del ciclo de cada cultivo resultó menor al umbral crítico del cultivo con mayor requerimiento de P, lo que estaría indicando que con esta dosis, los cultivos limitaron su respuesta. Estos resultados permiten proponer un manejo sustentable de los RAC. La dosis RAC-N podría utilizarse para elevar los valores críticos de P y

posteriormente aplicar la dosis RAC-P logrando un balance cercano a cero en el suelo, con el fin de no generar una acumulación de este nutriente.

Azufre

La incorporación de RAC produjo un aumento en el S total del suelo y del S-sulfato respecto del control debido a las elevadas cantidades de S orgánico contenidas en el RAC. Estos resultados coinciden con lo mencionado por Wyngaard & Cabrera (2015) quienes observaron un aumento del S total en suelos cultivados con maíz, soja y pasturas los cuales recibieron cama de pollo por más de 10 años.

La mayor mineralización aparente de S respecto del control, observada cuando se aplicó la mayor dosis de RAC en trigo y maíz, puede atribuirse a un aumento del sulfato en el suelo generado por las sucesivas aplicaciones de RAC (Cuadro 6.9).

Si bien la mineralización aparente incluye las pérdidas de nutrientes, se considera que estas fueron escasas debido a la estabilidad de los compuestos de S del RAC, aunque en el cultivo de soja podrían haber existido pérdidas por lixiviación como consecuencia de un balance hídrico positivo durante el ciclo de este cultivo. Al igual que con el N el balance de S fue positivo indicando que el S del suelo mas lo aplicado excedió lo requerido por el cultivo y a pesar de encontrarse S residual luego de la cosecha de la soja parte del S aplicado se perdió, tal como lo indica el signo negativo encontrado al estimar la mineralización aparente . En maíz, es poco probable que hayan ocurrido pérdidas de S por lixiviación ya que durante el ciclo de este cultivo se produjo un marcado déficit hídrico (apartado 6.5.2).

Cinc

A la cosecha de trigo, se pudo observar que tanto el Zn_{DTPA} como el ZnT permanecieron invariables ante los tratamientos. En la soja, ambas variables fueron menores en los tratamientos con RAC respecto del control; el Zn_{DTPA} disminuyó un 30% y 15% cuando se aplicaron RAC-P y RAC-N respectivamente. El Zn total, luego de la cosecha de este cultivo disminuyó su concentración en 4 y 9% cuando se aplicaron RAC-P y RAC-N, respectivamente. Estos cambios en los niveles de Zn fueron consecuencia de la alta demanda del cultivo que incrementó sus rendimientos en un 58% y 81% respecto del control. La disminución de ambas variables mostró una alta correlación negativa con los rendimientos de los cultivos ($r_{Zn_{DTPA}} = -0,92$, valor $-p < 0,0001$; $r_{ZnT} = -0,77$, valor $-p < 0,01$). En el maíz, se produjo un aumento en el contenido de Zn_{DTPA} en los tratamientos con RAC debido probablemente al aporte acumulado de Zn proveniente del RAC luego de las sucesivas aplicaciones en los cultivos de la secuencia.

El balance negativo de Zn en el tratamiento control, luego de la cosecha de los cultivos indicaría que este nutriente habría sido limitante y en particular en el cultivo de maíz, último de la rotación y sensible a los déficits de este nutriente. En los tratamientos con RAC, el aporte de Zn generó un balance positivo en el suelo. A pesar de esto y considerando la normativa nacional (Res.1/2019, SENASA y SECCYMA) oportunamente citada, la cantidad de Zn aplicada con la mayor dosis de RAC corresponden a un 20 % de la cantidad de Zn como compost que se permite aplicar anualmente en el suelo. En el caso de proyectar la repetición de la secuencia de estos cultivos durante 10 años y de aplicar esta dosis de RAC en cada uno de los cultivos aún no se sobrepasaría la dosis máxima permitida.

El fraccionamiento de Zn total en las distintas fracciones del suelo asociadas con su labilidad, mostró que existen diferencias en la distribución de Zn entre los cultivos y también entre el inicio y el fin del ensayo debido a los tratamientos aplicados.

Las diferencias observadas en las fracciones entre los cultivos que integran la rotación se pueden asociar con un comportamiento distinto de la rizosfera de cada uno de los cultivos. La diferente demanda de Zn que corresponde a cada uno de ellos y su distinta arquitectura radicular, hacen que la rizosfera de cada uno de los cultivos varíe en la concentración de exudados radiculares (ácidos orgánicos) que modifican el pH rizosférico y por tanto la disponibilidad de Zn (Suzuki *et al.*, 2008).

Los componentes de los exudados de las raíces ayudan a las plantas a acceder a los nutrientes al acidificar o cambiar las condiciones redox dentro de la rizosfera o quelarse directamente con el nutriente y estos exudados varían tanto entre cultivares como entre especies. Xu *et al.* (2007) encontraron que la cantidad de exudados (aminoácidos y compuestos orgánicos de bajo peso molecular) en la rizosfera de *Lolium* sp. se incrementó por el agregado de Zn y observaron también un aumento de las fracciones solubles de Zn en los tratamientos con Zn versus el control. Si se analiza la variación en el contenido de Zn en las distintas fracciones entre el inicio y el fin de la rotación se puede observar que ZnRES aumentó en todos los tratamientos independientemente del aporte de RAC. Esto se debería a la fuerte interacción del Zn con la fase sólida del suelo, situación que se magnifica en suelos de textura fina (Sepahvand & Forghani, 2012; Alvarez, 2007; Kumar & Qureshi, 2012). La diferencia entre la magnitud del incremento de ZnRES entre el control y los tratamientos con RAC se debería a que el Zn contenido en los materiales orgánicos agregados al suelo tiende a asociarse con arcillas y óxidos incrementando esta fracción (Shuman, 1999).

La mayor variación entre los tratamientos con y sin RAC se observó en la fracción asociada a óxidos de Fe (ZnOxFe) en la cual el control no mostró cambios al finalizar la rotación, y los tratamientos con RAC mostraron una disminución en la cantidad de Zn asociada a la misma. Esto indicaría que esta fracción, mediante el desplazamiento de equilibrios de sorción /desorción, aumentaría la movilidad de Zn hacia fracciones más solubles, lo cual resulta beneficioso frente a una mayor demanda de Zn de los cultivos reabasteciendo a las fracciones más lábiles (ZnLAB, ZnMO y ZnOxMn). La incorporación de RAC al suelo permitiría la disminución de formas solubles de RAC incrementando las fracciones residuales y a su vez aumentando la labilidad de fracciones poco lábiles para favorecer el reabastecimiento de Zn frente a la demanda del cultivo.

6.5 CONCLUSIÓN Y CONTRASTE DE HIPOTESIS

De acuerdo a los datos obtenidos en este capítulo y la discusión de los mismos se contrastan las hipótesis planteadas:

Hipótesis a: *La aplicación acumulada de una dosis de RAC calculada en base al requerimiento de P y complementada con N mineral (RAC-P, dosis baja), promoverá la respuesta significativa en los rendimientos de los cultivos de la secuencia y no causará la acumulación de P, N y S mineral al fin del ciclo. En cambio, la aplicación acumulada de RAC calculada en base a los requerimientos de N (RAC-N, dosis alta), promoverá la respuesta significativa en los rendimientos aunque generará excedentes tanto de P como de N que se acumularán en el estrato superficial del suelo.*

Se rechaza parcialmente. La dosis de RAC-P promovió respuesta en el rendimiento de la soja y el maíz mientras los rendimientos de trigo no variaron. Si bien se observó un balance ligeramente positivo de P luego de aplicaciones sucesivas de RAC-P no se alcanzó

a superar el nivel crítico de los cultivos por lo cual se considera que no se produjeron excedentes de este nutriente. Por otra parte, esta dosis baja no generó excedentes de N aunque la menor mineralización aparente ocurrida en el suelo bajo este tratamiento podría indicar posibles pérdidas de N (proveniente de la aplicación de la fuente inorgánica complementaria).

La aplicación de RAC-N produjo respuesta significativa en los rendimientos de los tres cultivos de la rotación, siendo superior a la observada al aplicar RAC-P. Se generó un aumento de N y S total del suelo y una mayor mineralización aparente de estos nutrientes en el trigo y en el maíz. El nivel de P en el suelo, así como el balance de este nutriente resultó positivo luego de la aplicación acumulada de RAC-N superando ampliamente el umbral crítico de los cultivos. Es por ello que, en caso de repetirse la aplicación de la dosis estudiada, en el corto plazo podría representar en un riesgo ambiental por acumulación de P en el horizonte superficial.

Para efectuar un manejo más sustentable del RAC y tomando en cuenta la cantidad de P proveniente del RAC necesaria para aumentar en una unidad el P_{BRAY} del suelo (estimada en esta tesis), se sugiere la aplicación alternada de ambas dosis. Podrían utilizarse inicialmente dosis de RAC- N hasta lograr contenidos de P iguales a los niveles críticos de los cultivos y, posteriormente mantener la disponibilidad de P con dosis de RAC-P tratando de mantener un balance cercano a cero.

Hipótesis b: *Los niveles de Zn residual luego de las aplicaciones sucesivas de RAC no superan el valor límite establecido por la normativa local para ninguna de las dos dosis aplicadas.*

Se acepta. Tanto para la dosis alta como para la baja, el agregado de RAC promovió un aumento y redistribución de Zn asociado a distintas fracciones del suelo sin exceder el valor propuesto en la normativa nacional. Se considera que la aplicación de dosis similares a las utilizadas en esta tesis no representará un riesgo ambiental porque el Zn aplicado se redistribuyó en las distintas fracciones y la mayor proporción de este nutriente se detectó en las fracciones no disponibles.

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES GENERALES

7.1. DISCUSIÓN GENERAL

La generación de residuos derivados de la producción aviar se ha incrementado en los últimos años, razón por la cual se requiere dar una adecuada disposición a los mismos, siendo su aplicación a distintos cultivos una de las principales alternativas (Capítulo 1). El estudio de los residuos aviares compostados que se originan como consecuencia de dar adecuada disposición final a las aves muertas y contiene además cama de pollo (RAC) ha sido insuficientemente explorado como lo demuestra la escasa información publicada sobre su composición nutricional y el uso sustentable del mismo. En Argentina se producen 5.300.000 de tn de residuos de producción de carne aviar y el volumen de mortandad representa entre el 4 al 7,5%. El uso de este subproducto como fertilizante está autorizado por la normativa que regula esta actividad avícola (Res.SENASA 1699/2019) permitiendo su aplicación en campos del propio agricultor para la producción de cultivos así como también en otros establecimientos autorizando su traslado y aplicación con la debida certificación sanitaria. Esta situación, hace que los productores avícolas que además producen cultivos de grano utilicen este subproducto como alternativa a los fertilizantes inorgánicos. Por esta razón, el objetivo general de esta tesis fue estudiar la dinámica del N, P, S y Zn provenientes del residuo aviar compostado (RAC) con especial referencia a su partición en el sistema suelo-planta y balance en el suelo cultivado.

En primer lugar, se analizó la aptitud agronómica del RAC como fuente de N, P, S y Zn por medio de la caracterización de las propiedades químicas de este residuo (Capítulo

3). En base a los resultados obtenidos se aceptó la hipótesis a, ya que los niveles de N, P y S detectados en el RAC permiten considerarlo apto para ser utilizado como fuente de nutrientes para el trigo, maíz y soja. La caracterización del RAC mostró que un 14% del N total y un 15% del S total del RAC se presentaron en forma inmediatamente disponible para los cultivos (Cuadro 3.3). Asimismo, más del 80% del contenido total de estos nutrientes fueron detectados en forma orgánica, susceptibles de pasar a formas disponibles mediante el proceso de mineralización. El P, en cambio, fue detectado principalmente en formas inorgánicas (75%); representando las formas orgánicas una mínima porción del total (12%) mientras que el resto del P (13%), formó parte del P ocluido que no pudo ser extraído mediante la metodología empleada (Hipótesis a y b).

También se demostró que el aporte de Zn del RAC no restringe su aptitud agronómica (Hipótesis c). Si bien se determinó que el contenido total de Zn podría considerarse elevado, mediante la cuantificación de las fracciones que lo componen se observó que el 85% se detectó en forma residual y no disponible para los cultivos (Cuadro 3.5). El cálculo de la relación entre los nutrientes totales evidenció un desbalance respecto de la relación entre los mismos en el suelo y los cultivos, característica que debe tenerse en cuenta en los criterios con los que se deciden las cantidades a aplicar de RAC al suelo. Se estableció que la proporción de P total contenido en los RAC se encuentra dentro del rango de valores mencionado por la bibliografía internacional para residuos sin compostar y heces de aves.

Como hallazgos originales de este capítulo, se destacan, por una parte, el conocimiento obtenido sobre la proporción de las distintas fracciones de P y su relación con la labilidad de los compuestos fosforados que lo conforman. Así, se pudo determinar que en promedio, entre el 36 y 38% del P total se encuentra en formas lábiles y moderadamente lábiles y en su mayor proporción en formas inorgánicas. Por otra parte, el estudio de las

distintas fracciones de Zn total en el RAC, evidenció que más del 85% del Zn se encuentra en formas no lábiles y residuales; datos novedosos para residuos aviares compostados.

Los resultados obtenidos permiten concluir que por sus características, el RAC es un residuo potencialmente apto para su uso en agricultura debido a su contenido total de nutrientes además de contar con una alta proporción de materia orgánica (23% en su composición). Estas características representan una ventaja de los RAC frente a los residuos sin compostar porque, además de contener formas disponibles de N y S (en una baja proporción relativa) pueden aportarlos gradualmente mediante la mineralización de las fracciones orgánicas sincronizando con la absorción de los cultivos, disminuyendo pérdidas por lixiviación, volatilización o escorrentía y mejorando su eficiencia de uso. Por otra parte, su contenido de PT relativamente alto, donde un tercio del mismo se encuentra en forma lábil lo muestran como una fuente interesante a la hora de reponer este nutriente al suelo. Asimismo, se comprobó que el contenido de Zn disponible no representa un riesgo ni desmerece el valor agronómico de esta fuente. Desde el punto de vista de la normativa de calidad de los compost, los RAC estudiados en esta tesis son residuos que, si bien no se consideran maduros, por su grado de estabilidad pueden ser aplicados al suelo con restricciones.

En base a los resultados del Capítulo 3 se estableció que distintas proporciones de los nutrientes estudiados en el RAC se detectaron formando parte o asociado a compuestos orgánicos. Por ello, resultó imprescindible estudiar la evolución de la liberación de cada nutriente en función del tiempo, con el fin de interpretar la dinámica de los mismos tras su incorporación al suelo. En este contexto, el objetivo del Capítulo 4 fue establecer los niveles de N, S, P y Zn biodisponibles aportados al suelo por el RAC en función del tiempo bajo condiciones controladas de humedad y temperatura. Los resultados obtenidos en las

incubaciones aeróbicas realizadas permitieron demostrar que la concentración de N, P y S se incrementaron respecto de su nivel inicial. El N alcanzó su máximo nivel a los 100 días de incubación (Figura 4.1). El porcentaje de mineralización neta del N orgánico fue en promedio del 24% (cuatro veces superior a la determinada en el suelo sin RAC) lo que también suele ser considerado un indicador de inmadurez y superior a lo observado a nivel internacional donde se mencionan porcentajes que van desde 5 a 15% para compost de estiércol animal. El S, por su parte, alcanzó su estabilización aproximadamente a los 120 días (Figura 4.4) debido a que las concentraciones de sulfato alcanzaron un nivel tal, que podrían haber provocado la inhibición de la enzima sulfatasa afectando la mineralización bioquímica de este nutriente, más que a causa de un agotamiento o estabilización del S orgánico. El S-sulfato se incrementó un 90% respecto de su valor al inicio de la incubación siendo el porcentaje de mineralización neto del S orgánico del 14% (el doble de la que se determinó en el suelo solo en este ensayo) (Figura 4.4). Las tasas de mineralización del N y S fueron menores y más prolongadas en el tiempo indicando la gradualidad de la liberación de formas inorgánicas de estos nutrientes respecto del suelo sin RAC (Figuras 4.3 y 4.6). En el suelo con RAC, las mayores tasas de mineralización de N y S coincidieron con una mayor tasa de emisión de CO_2 , evidenciando la estimulación del crecimiento y la actividad microbiana promovida por la incorporación de RAC.

En el caso del P, el incremento de las formas disponibles fue del 68% respecto del valor inicial, el cual no se correspondió con el aumento en la actividad microbiológica. Estos resultados pueden deberse a que alrededor del 75% del P en el RAC se presentó como P inorgánico y que su disponibilidad fue afectada por el equilibrio de los procesos de precipitación/solubilización y sorción/desorción por interacción de este nutriente con la fase sólida del suelo.

El cinc disponible en el suelo incubado con RAC, mostró una dinámica particular, ya que aumentó en los primeros días de la incubación para luego disminuir y estabilizarse en un nivel más bajo que el inicial. Las variaciones en la concentración de este elemento podrían deberse a que durante la mineralización de la MOS se formaron compuestos que favorecieron la aparición de sitios de sorción y compuestos orgánicos e inorgánicos que habrían inducido a la formación de complejos y/o precipitación de Zn. El aumento de la concentración de nutrientes promovido por la incorporación de RAC al suelo superó al aumento de la concentración de estos nutrientes en el RAC y el suelo solo, evidenciando un efecto *priming* positivo (Figuras 4.2 y 4.5, Cuadros 4.7 y 4.9).

El efecto de la temperatura de incubación afectó la disponibilidad de N₂ y S cuando se incubó el suelo con RAC, siendo mayor a mayores temperaturas. En el caso del P y el Zn no se observó un incremento de su disponibilidad por efecto de la temperatura de incubación. Estos resultados permitieron aceptar parcialmente la hipótesis b planteada concluyendo que, en la escala experimental utilizada, la incorporación de RAC al suelo promovió un aumento de las formas disponibles del N, P y S, sin embargo, el efecto de la temperatura sobre la liberación fue diferente variando en función del nutriente considerado. La disponibilidad del Zn, en cambio, disminuyó al final del periodo.

El aporte novedoso de este capítulo en la presente tesis es la comprobación de la ocurrencia de un efecto *priming* como consecuencia de la aplicación de RAC al suelo, el cual se evidenció para todos los nutrientes estudiados, indicando que el aporte de RAC estimuló la actividad microbiana (corroborado en el estudio respirométrico). De esta forma se favoreció la mineralización de la MOS y por lo tanto, la liberación de N y S, induciendo a cambios químicos en el suelo que propiciaron la liberación de P y Zn hacia formas disponibles. Si bien los antecedentes bibliográficos mencionan la existencia de este efecto,

la poca información reportada se enfoca principalmente en la dinámica de N luego de la aplicación de cama de pollo fresca y no en el resto de los nutrientes.

Luego de haber caracterizado en detalle los RAC (Capítulo 3) y haber establecido el patrón de liberación de nutrientes a partir de las formas orgánicas de N, y S mientras que la dinámica del P está regulada por procesos de precipitación/solubilización y sorción/desorción de formas preponderantemente inorgánicas, y similar a lo que ocurre con el Zn (Capítulo 4), se procedió a la realización de estudios de campo con el fin de registrar la performance de los RAC en escala de lote (Capítulos 5 y 6). Así se estudió el efecto de la aplicación de RAC en condiciones de campo, sobre cultivos de grano (trigo y maíz) solos o en secuencia (trigo-soja^{2º}-maíz). Los objetivos del Capítulo 5 fueron evaluar el efecto de una única aplicación de dos dosis contrastantes de RAC sobre el rendimiento de trigo (invernal) y maíz (estival); y determinar cómo afecta la aplicación de RAC en dosis alta (formulada en base a los requerimientos de N de los cultivos) y dosis baja (formulada en función de los requerimientos de P) la absorción y partición del N-RAC, P-RAC, S-RAC y Zn-RAC en trigo y maíz y las relaciones estequiométricas entre N, P, S y Zn en trigo (invernal) y maíz (estival).

Los resultados obtenidos en el Capítulo 5 mostraron que el rendimiento del trigo y maíz se vieron afectados en forma diferente frente a la aplicación de RAC.

En el trigo, sólo se observó respuesta en el rendimiento cuando se aplicó la mayor dosis (Figura 5.2), razón por la cual se rechazó la hipótesis a ya que los rendimientos variaron entre los tratamientos con RAC, contrariamente a lo propuesto. En este cultivo, la cantidad de N absorbido y exportado con el grano fue mayor cuando se aplicó la mayor dosis de RAC, mientras que en preantesis la mayor absorción de N se registró en el tratamiento RAC-P. Esto fue atribuido a que dicha dosis (cuyo nivel de N fue

complementado con urea), absorbió más N durante esta etapa respecto de la dosis RAC-N, donde el aporte de N disponible se produjo gradualmente como consecuencia de la mineralización del pool de N orgánico. La absorción y exportación de P fueron mayores en la dosis RAC-N debido a que se suministró una mayor cantidad de P al cultivo, mientras que en RAC-P fue similar al control. Esta dosis de P fue insuficiente para cubrir los requerimientos necesarios para alcanzar un mayor rendimiento que el control como lo demuestran la correlación entre el contenido, la absorción del N y del P. Además, cabe destacar que en este tratamiento la relación N:P en la planta fue más baja. Respecto del S, la cantidad de S absorbido y exportado fue mayor en el tratamiento RAC-N debido a una mayor demanda del cultivo que creció más por un mayor aporte de P. Por otra parte, la absorción y exportación de Zn no se vio afectada por la aplicación de RAC. Estos resultados conducen a rechazar la hipótesis b ya que en el suelo fertilizado con RAC-P (complementada con N inorgánico) no se observaron niveles de nutrientes absorbidos similares al tratamiento que recibió la dosis de RAC-N.

En el maíz, la aplicación de RAC no produjo aumentos en el rendimiento respecto del control. La absorción de N y S fue mayor cuando se aplicó RAC aunque no hubo diferencias entre las dosis aplicadas (Figuras 5.9 y 5.11). Dicho incremento fue acompañado por el aumento en la biomasa aérea del cultivo. La absorción de P superó en un 30% al control y RAC-P cuando se incorporó RAC-N (Figura 5.10). La mayor absorción de nutrientes no se vio reflejada en el incremento del rendimiento a causa del stress hídrico ocurrido durante el periodo crítico del maíz que limitó la cantidad de destinos (menor número de granos, Cuadro 5.10). Los resultados obtenidos condujeron al rechazo de la hipótesis ya que se esperaba que el rendimiento del maíz se viera favorecido por el tratamiento con RAC-N debido a que la elevada demanda de N del maíz sería mejor

satisfecha por la fuente orgánica (aportaría N durante un período más prolongado que la urea sincronizando mejor con el período de absorción del maíz), mientras que el aporte de P sería suficiente para el rendimiento esperado. Del mismo modo la absorción de nutrientes y su partición en los cultivos condujeron a rechazar la hipótesis 4 postulada ya que se esperaba que el nivel de todos los nutrientes sería similar en ambos tratamientos y cultivos.

Tanto en trigo como en maíz, se esperaba que las relaciones entre el N con el resto de los nutrientes fueran mayores que el control cuando se aplica la mayor dosis de RAC en virtud de una mejor eficiencia de absorción de este nutriente y a que el resto de los nutrientes aportados no son limitantes para el crecimiento de los cultivos. Sin embargo, esto no ocurrió así, por lo que fue rechazada la hipótesis. En ambos cultivos, la relación N:P fue menor en RAC-N que en RAC-P debido a que bajo el tratamiento RAC-N, los cultivos absorbieron más P por una mayor oferta de este nutriente. La baja relación estequiométrica entre el N:S y P:S respecto del control en ambos cultivos evidenció una mayor absorción relativa del S respecto del N y P en las dosis con RAC.

En trigo, se observó un consumo de lujo de S que demostró el exceso del aporte de este nutriente por el RAC indicando un desbalance entre la oferta de este nutriente y el requerimiento de los cultivos. La relación de N, P, S con el Zn se vio aumentada en el tratamiento RAC-N respecto del control evidenciando un posible déficit de Zn en proporción a los macronutrientes incorporados. Así, se concluye que la ausencia de respuesta del trigo a la menor dosis de RAC se debió a que la dosis calculada en base al requerimiento de P formulada a partir del contenido de PT del RAC subestimó la cantidad de P aportada, generando un déficit de este nutriente durante el crecimiento y desarrollo de los cultivos que condicionaron su respuesta a la aplicación de RAC. Esta conclusión se basa en los datos obtenidos en el fraccionamiento de PT (Capítulo 3), donde se observó que el P

lábil del RAC representó sólo el 32% del P total, por lo cual el aporte de P fue menos de un tercio de lo requerido por el cultivo. Asimismo, se pudo observar que el mayor aporte de P en la dosis RAC-N permitió la expresión del aumento del rendimiento respecto del resto de los tratamientos.

En el caso del maíz, el stress hídrico durante el periodo crítico (Figura 5.7) afectó la supervivencia de los granos en los tratamientos con RAC, a pesar de disponer de mayor cantidad de nutrientes, por lo cual la respuesta a la aplicación de RAC pudo verse enmascarada. La dosis RAC-P podría utilizarse como una estrategia adecuada en el caso de suelos que hayan superado el nivel crítico. La absorción de nutrientes fue mayor a mayor dosis del RAC afectando la relación estequiométrica de los nutrientes en cada uno de los cultivos.

El efecto de aplicaciones sucesivas de RAC sobre el suelo y la planta en una secuencia de cultivos se estudió en el capítulo final (Capítulo 6). Se hipotetizó que la aplicación sucesiva de la menor dosis de RAC (RAC-P) no generaría la acumulación de los nutrientes estudiados (N, P, S y Zn) en el suelo superficial al fin del ciclo, a diferencia de aplicaciones sucesivas de RAC-N que podrían generar la acumulación de estos nutrientes en el suelo debido al desbalance de su composición respecto de los requerimientos de los cultivos. Esta hipótesis fue rechazada ya que los resultados obtenidos mostraron que la dosis RAC-P no permitió maximizar el rendimiento y que en todos los cultivos de la secuencia fue menor que el alcanzado con la mayor dosis de RAC (RAC-N).

Asimismo, bajo la mayor dosis, se observó un balance positivo de P en el suelo al final de la rotación, y el nivel de P extractable al final de la rotación ($14,3 \text{ mg kg}^{-1}$) superó el valor del umbral crítico establecido para los cultivos de soja y maíz ($13,6 \text{ mg kg}^{-1}$). La mineralización aparente del N en el suelo luego de la aplicación de RAC-P en el trigo y en

el maíz fue menor que cuando se aplicó RAC-N (Cuadros 6.6 y 6.2). Se sugiere que, como en el tratamiento RAC-P más del 70% del N (Cuadro 5.3 y 5.4) se encontraba en forma ureica (más lábil y disponible para los cultivos respecto de las formas orgánicas menos lábiles del RAC) habría sido más susceptible a pérdidas que cuando se aplicó la dosis RAC-N. En dicho tratamiento, la totalidad del N se encontró en forma orgánica y fue liberándose gradualmente a lo largo del ciclo de los cultivos.

Respecto del Zn, la hipótesis fundada en que el Zn no representa un riesgo ambiental fue corroborada ya que el balance de Zn en el suelo al final de la rotación (Cuadro 6.8) evidenció que las cantidades de Zn aplicadas representaron entre el 8-15% de la cantidad máxima de Zn que establece la normativa local para aplicaciones anuales al suelo (Cuadro 6.9). Por otra parte, mediante el fraccionamiento del Zn total se pudo comprobar que este nutriente se acumuló principalmente en la fracción residual por lo cual sería poco probable la generación de contaminación o toxicidad para los cultivos.

En cuanto al criterio aplicado para la formulación de la dosis basada en los requerimientos de N y P de los cultivos, los resultados obtenidos en los ensayos a campo de esta tesis, permitieron establecer que no resultó apropiado para el uso sustentable del RAC. Si bien las aplicaciones sucesivas de este residuo en ambas dosis generaron incrementos en los rendimientos, las aplicaciones de RAC-N produjeron excedentes de N, P y S que podrían acumularse en el suelo generando problemas ambientales, mientras que la menor dosis de RAC resultó insuficiente para cubrir los requerimientos de P de los cultivos. La información obtenida a partir de la relación entre el balance de P y el nivel de P_{BRAY} permitió elaborar una propuesta alternativa para determinar la dosis sustentable de RAC a aplicar a los cultivos. Se propone aplicar la dosis RAC-N hasta alcanzar el nivel de P crítico

en el suelo y luego mantener el nivel de P pasando a un balance cero con dosis basadas en el requerimiento de P (RAC-P).

Para el caso del Zn se observó que la cantidad de este nutriente aportada por el RAC en aplicaciones sucesivas no limitaría su uso cuando se aplica en dosis basadas en los requerimientos de N y P de los cultivos.

7.2 APORTES ORIGINALES AL CONOCIMIENTO CIENTÍFICO Y SU RELEVANCIA

Caracterización del RAC

En esta tesis se estudiaron tanto la composición total como las formas disponibles o lábiles. Además, la mayor parte de esta información está determinada en base a la cama de pollo cruda o compostada. Las diferencias encontradas con la bibliografía internacional se deben principalmente a diferencias en los materiales utilizados como aislante en el piso del galpón, manejo productivo de las aves (peso final a faena, alimentación, manejo sanitario de las instalaciones, así como condiciones ambientales)

En esta tesis se considera valioso el avance realizado en el estudio de la composición nutricional del RAC, en cuanto a la cuantificación de los nutrientes totales y al reconocimiento de las distintas fracciones de P y Zn que lo componen. Este último hallazgo no presenta antecedentes para este tipo de residuos y sólo hay referencias internacionales realizadas en base a estiércoles compostados en el caso de P y en el caso de Zn para biosólidos. Dicha información permitió determinar el grado de labilidad de los compuestos de estos nutrientes contenidos en el RAC y sus formas disponibles, datos que representan la base del manejo sustentable.

Dinámica de los nutrientes en el suelo con RAC bajo condiciones controladas.

El estudio de incubación aeróbica de suelo con RAC evidenció la ocurrencia de un efecto *priming* que explica la mayor disponibilidad de N, P, S y Zn respecto del suelo y RAC solos. Este efecto, que fue apenas estudiado para N y P en el caso de estos residuos orgánicos, no ha sido abordado particularmente para el S y el Zn. El aumento en el N y el S promovido por el RAC, coincidió con un incremento de la actividad microbiológica medida a través de la emisión de CO₂ aunque en investigaciones previas realizadas en residuos aviares, estas variables presentaron tendencias contradictorias. Asimismo, se pudo determinar que la mayor concentración de P y el Zn no tuvieron relación con el incremento de la actividad microbiana, evidenciando que otros mecanismos fueron los responsables del mismo proceso. También, fue posible establecer que la tasa de mineralización para el N y el S presentó una dinámica similar a la de otros residuos aviares ya estudiados.

Efecto del RAC en los cultivos de grano

Esta tesis aporta información novedosa sobre la cuantificación de los destinos de N, P, S y Zn en una secuencia de cultivos mostrando que la dosis de RAC determinada en base al requerimiento de N del cultivo, genera un incremento en la absorción y exportación de N, P y S en los cultivos estudiados y que la absorción de Zn no se ve modificada por el agregado de RAC.

La utilización del criterio de dosificación del RAC en función del requerimiento de N o de P por parte de los cultivos como se menciona en la bibliografía internacional mostró que, cada una de las dosis experimentadas presentó ventajas y desventajas por lo que estos criterios se deberían ajustar para el caso del RAC. En la actualidad, se recomienda la aplicación de P teniendo en cuenta los valores de P extractable en el suelo o el contenido de fracciones lábiles de P. Con los datos recolectados fue posible determinar que, para las

condiciones experimentales de campo aplicadas en esta tesis, la dosis RAC-N maximizó los rendimientos de los cultivos cuando se aplicó en la rotación. Sin embargo, generó una acumulación de N, P y S que podría provocar impacto ambiental negativo.

Los resultados obtenidos respecto al Zn representan una valiosa información ya que los estudios internacionales existentes son escasos y en particular no fueron desarrollados sobre residuos aviares compostados. La información existente menciona la alta concentración del Zn en las heces y residuos aviares frescos y plantea un posible efecto negativo sobre el suelo. Los resultados obtenidos indican que si bien la proporción de este nutriente es alta en los RAC, la mayor proporción se encuentra en formas no disponibles no existiendo riesgos de toxicidad en los cultivos, incluso en aplicaciones proyectadas a largo plazo.

Determinación de la dosis óptima de RAC.

Uno de los hallazgos relevantes de esta tesis deriva de la demostración de las limitaciones del uso de las dosis RAC-N y RAC-P propuestas en la bibliografía internacional para residuos aviares sin compostar.

En base a datos obtenidos en esta tesis, se propone una alternativa para el manejo de la dosis de RAC. Esto es, en función de la relación obtenida entre el balance de P y el nivel de P_{BRAY} del RAC surge que la pendiente de la función fue mayor que la observada cuando se agregan fuentes solubles, sugiriendo que parte del P agregado no reacciona con el suelo en el corto plazo. Así, se puede estimar la dosis de RAC que habría que agregar para llegar a un nivel objetivo de P_{BRAY} (e.g. 15-20ppm), lo que permitiría combinar los dos criterios de dosificación de RAC, que se plantean como mutuamente excluyentes. De esta forma se

propone usar RAC-N cuando el P_{BRAY} es bajo, y pasar a usar RAC-P cuando el P_{BRAY} está en el rango objetivo. De esta forma se lograría una buena provisión de P y otros nutrientes y se minimizaría la acumulación de los nutrientes que se encuentran desbalanceados en el RAC.

En cuanto al zinc, se comprobó que las aplicaciones sucesivas de RAC a la rotación de los cultivos no generaron problemas de contaminación ni toxicidad para los cultivos, situación que no había sido cuantificada aún en este tipo de residuos aviares.

7.3. POSIBLES APLICACIONES DE LOS RESULTADOS DE ESTA TESIS

La caracterización del RAC y valorización agronómica realizada en los experimentos de campo aporta datos que permiten conocer la respuesta de cultivos muy difundidos en la pradera pampeana como el trigo, la soja y el maíz a la aplicación de RAC. Dicha respuesta se ha medido en aplicaciones únicas y sucesivas (secuencia de cultivos), constituyendo ésta una información inédita.

La estimación de la mineralización aparente de N y S proporciona un dato valioso para la comprensión de dicho proceso en suelos con aplicación de RAC. Asimismo, aporta datos que pueden ser aplicados en la elaboración de balances de N y S en el suelo, muy útiles tanto para calcular dosis de aplicación como para estimar excedentes de dichos nutrientes en el suelo.

La información obtenida respecto de los destinos del P, la cantidad de P disponible en el suelo al finalizar la rotación, el balance de nutrientes, la cantidad de P-RAC a aportar para elevar el nivel de P en una ppm constituyen un aporte esencial en ocasiones donde el objetivo sea la reconstrucción de los niveles de este nutriente en suelos deficientes de P y considerar su valor residual.

A nivel local la información obtenida permitió establecer que el RAC cumple con las normativas respecto de los niveles de Zn y que estos niveles están por debajo de los límites máximos permitidos para compost utilizados en agricultura. Además, la información permite establecer que su aplicación unitaria o acumulada en el término de una rotación se encuentra muy por debajo de la carga máxima admitida mencionada en la normativa local.

En síntesis, los resultados obtenidos en esta tesis contribuyen a sentar las bases de un manejo más sustentable de los RAC, como fuente de nutrientes para los cultivos con mínimo impacto ambiental.

7.4 DERIVACIONES DE ESTA TESIS PARA INVESTIGACIONES FUTURAS

Los avances realizados en esta tesis han respondido varios interrogantes, a la vez que abren otros nuevos que son enumerados a continuación:

- Evaluar el potencial impacto ambiental de la aplicación de RAC a largo plazo con especial referencia a las posibles pérdidas de nutrientes luego de la aplicación de RAC y plantear alternativas para minimizarlas.
- Determinar el efecto de la aplicación del RAC sobre otros parámetros del suelo estudiando su impacto sobre propiedades físicas del suelo, la salinidad, sobre la población de malezas.
- Implementar técnicas de laboratorio confiable, rápido y de bajo costo para caracterizar los residuos en cuanto al contenido de nutrientes del RAC.

-Avanzar sobre el ajuste de los criterios de dosificación del RAC en base a las propuestas efectuadas en esta tesis para establecer un método que permita abordar a una dosis sustentable.

7.5 CONSIDERACIONES FINALES

En conclusión, se han presentado en esta tesis datos que permiten el manejo sustentable de un residuo escasamente conocido y con un gran potencial como fuente de nutrientes y materia orgánica para mejorar la condición físico química del suelo, como es el RAC (residuo aviar compostado). La aplicación al suelo del RAC constituye un destino que minimiza el impacto ambiental negativo derivado de la deposición final de estos residuos.

Los datos que se generaron permitieron conocer su composición en detalle y la dinámica de los nutrientes que aporta al sistema suelo-planta, así como elaborar estrategias de manejo de la dosis con criterio sustentable.

BIBLIOGRAFIA

Acosta J.A; B. Jansen; K. Kalbitz; A. Faz & S. Martínez-Martínez. 2011. Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85 (8):1318-1324.

DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.07.046

Adeli, A.; K. Sistani; D. Rowe & H. Tewolde. 2005. Effects of broiler litter on soybean production and soil nitrogen and phosphorus concentrations. *Agron J* 97:314-321.

Adeli, A; H. Tewolde; D. Rowe & K. Sistani. 2011. Continuous and residual effects of broiler litter application to cotton on soil properties. *Soil Sci*, 176:668-675.

Adler, P. & L. Sikora. 2003. Changes in Soil Phosphorus Availability with Poultry Compost Age. *Communications in Soil Science and Plant Analysis - Commun Soil Sci Plant Anal*, 34:81-95. DOI: 10.1081/CSS-120017417.

Agbenin J.O. & S. Igbokwe. 2006. Effect of soil–dung manure incubation on the solubility and retention of applied phosphate by a weathered tropical semi-arid soil. *Geoderma*, 133 (3):191-203. DOI: 10.1016/j.geoderma.2005.07.006.

Ajiboye, B. ; O. Akinremi & G. Racz. 2004. Laboratory Characterization of Phosphorus in Fresh and Oven-Dried Organic Amendments. *Journal of Environmental Quality*, 33 (3):1062-1069.

Ajiboye, B. ; O.O. Akinremi; Y. Hu & D.N. Flaten. 2007. Phosphorus Speciation of Sequential Extracts of Organic Amendments Using Nuclear Magnetic Resonance and X-ray Absorption Near-Edge Structure Spectroscopies. *J. Environ. Qual.*, 36: 1563-1576.
<https://doi.org/10.2134/jeq2006.0541>.

Alloway, B. J. 2008. Zinc in soils and crop nutrition (2nd ed.). Brussels: International Zinc Association; Paris: International Fertilizer Industry Association. 151 p.

Almås, Å. ; P. Lombnaes; S. Trine; Sogn & J. Mulder. 2006. Speciation of Cd and Zn in contaminated soils assessed by DGT-DIFS, and WHAM/Model VI in relation to uptake by spinach and ryegrass. *Chemosphere*, 62:1647-55.
DOI:10.1016/j.chemosphere.2005.06.020.

Al-Niemi T.S.; M.L. Kahn & T.R. McDermott. 1997. P metabolism in the bean-Rhizobium tropici symbiosis, *Plant Physiol.*, 113:1233–1242.

- Alvarez, R.; R.A. Díaz; N.Barbero; O.J. Santanatoglia & L.Botta.1995. Soil organic carbon, microbial biomass and C-CO₂ production from three tillage systems.*Soil Till.Res.* 33:17-28.
- Alvarez, C.; R.Alvarez ; M.S. Grigera & R.S.Lavado.1998. Association between organic soil organic matter fractions and the active microbial biomass.*Soil Biol.Biochem*,30:767-773.
- Alvarez, R.; H.Steinbach & J. de Paepe. 2015. Mineralizacion de Nitrogeno organico: metodologias de coeficientes fijos Cap 4 en: Fertilidad de suelos y fertilizacion en la region Pampeana.Ed. R.Alvarez.C.A.B.A.editorial FAUBA.
- Alvarez, J.M. 2007. Influence of Soil Type on the Mobility and Bioavailability of Chelated Zinc. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55(9):3568-76
- Amir S.; M. Hafidi; G. Merlina & J.C.Revel. 2005. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge *Chemosphere*, 59: 801–810
- Arata A. F.; S.E. Lerner; G.E.Tranquilli; A.C. Arrigoni & D.P. Rondanini. 2017. Nitrogen × sulfur interaction on fertiliser-use efficiency in bread wheat genotypes from the Argentine Pampas.*Crop and Pasture Science*, 68:202-212.
<https://doi.org/10.1071/CP16330>.
- Ashmita, B.; K.B. Kushal; B. Pradip & G. Dipti. 2017. Integrated nutrient management in wheat grown in a northeast India soil: Impacts on soil organic carbon fractions in relation to grain yield.*Soil & Tillage Research*,168: 81–91.
- Avnimelech, Y. & M. Laher. 1977. Ammonia Volatilization From Soils: Equilibrium Considerations1. *Soil Science Society of America Journal - SSSAJ*. 41. DOI:10.2136/sssaj1977.03615995004100060013x.
- Baethgen, W.E. & M.M. Alley. 1989. A manual colorimetric procedure for measuring ammonium nitrogen in soil and plant Kjeldahl digests. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 20: 961-969.
- Bänziger, M. & J. Long. 2000. The potential for increasing iron and zinc density of maize through plant-breeding. *Food & Nutrition Bulletin*. 21. DOI:10.1177/156482650002100410.
- Barbaro, L.A.; M. A. Karlanian; P. F. Rizzo; N. I. Riera; V. V. Della Torre; M. Beltrán & D. E. Crespo. 2013. Compost de guano de gallina en la composición de sustratos para la producción de plantines florales .*AGRISCIENTIA*, 2013, VOL. 30 (1): 25-35
- Barnett, G.M. 1994. Phosphorus forms in animal manure. *Bioresource Technology*, 49 : (2) 139-147.

Bänziger, M. & J.Long. 2000. The potential for increasing iron and zinc density of maize through plant-breeding. Food & Nutrition .Bulletin:21.
DOI: 10.1177/156482650002100410.

Behera, S. K.; A.K. Shukla; M.V. Singh; R.H. Wanjari & P. Singh. 2015. Yield and zinc, copper, manganese and iron concentration in maize (*Zea mays* L.) grown on vertisol as influenced by zinc application from various zinc fertilizers. J. Plant Nutr, 38: 1544-1557.

Behling, M.; F.de Carvalho Dias; N. Moura Brasil do Amaral; C. de Oliveira & N. Mazur. 2009. Nodulação, acúmulo de nitrogênio no solo e na planta, e produtividade de soja em solo tratado com lodo de estação de tratamento de resíduos industriais. Bragantia, Campinas, 68:453-462.

Bender, R. R. ; W. J. Haegerle; M. L. Ruffo & F. E. Below. 2013. Nutrient Uptake, Partitioning, and Remobilization in Modern, Transgenic Insect-Protected Maize Hybrids. Agron. J., 105:161–170. DOI:10.2134/agronj2012.0352.

Berg, B. & C. McClaugherty. 2008.Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration (seconded.), Springer (2008).

Bernal, M.P., A.F. Navarro, M.A. Sanchez-Monedro, A. Roig, and J. Cegarra. 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. Soil Biol. Biochem. 30:305–313.

Blair, R.M; M. Savin & P. Chen. 2014. Composted and formulated poultry litters promote soil nutrient availability but not plant uptake or edamame quality. Agron Sustainable Dev., 34:849-856.

Bolan, N.S; A. A. Szogi; T. Chusasavathi; B. Seshadri & P. Panneerselvam. 2010. Uses and management of poultry litter. World Poultry Sci J., 66:673-698.

Bray, R. H, & Kurtz L.T., 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. Soil Sci. 59: 39-45.

Broadbent F. E. and T. Nakashima. .1974. Mineralisation of carbon and nitrogen in soil amended with carbon-13 and nitrogen-15 labelled plant material. Soil Sri. Sot. Am. Proc.38:313-315.

Bruns H.A. & M.W. Ebelhar. 2006. Nutrient uptake of maize affected by nitrogen and potassium fertility in a humid subtropical environment.Commun. Soil Sci. Plant Anal., 37:275-293. DOI: 10.1080/00103620500408829

Bukhari, M.K.; S. Mehmood; A. Mahmud; A. Khalique; K. Javed; N. Nadeem; J. Hussain; M. T. Khan & S. Shaheen. 2017. Physico-Chemical and Microbiological characteristics of dead bird and litter compost during winter season. *The Journal of Animal and Plant Sciences*, 27: 1440-1447.

Bulluck, L.R; M. Brosius; G. K. Evanylo & J. B. Ristaino. 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Applied Soil Ecology*, 19 :(2)147-160.

Buriro, M.; U. Mehar; N. Rais; A. Solangi; A. Soomro; A.Gandahi & S. Kashani. 2015. Impact of organic and inorganic manures on sunflower yield and yield components. *Science international (Lahore)*,27:3267-3270.

Caceres, R; X. Flotats & O. Marfa. 2006. Changes in the Chemical and Physicochemical Properties of the Solid Fraction of Cattle Slurry during Composting Using Different Aeration Strategies. *Waste Management*. 26(10):1081-9.

Cakir, R. 2004. Effect of Water Stress at Different Development Stages on Vegetative and Reproductive Growth of Corn. *Field Crops Research*, 89: 1-16.
DOI:10.1016/j.fcr.2004.01.005

Castán, E.; P. Satti; M. González-Polo; M. C. Iglesias & M.J. mazzarino. 2016. Managing the value of composts as organic amendments and fertilizers in Sandy soils. *Agriculture, Ecosystem and Environment* , 224:29-38

Castellanos, J.Z. & Pratt P.F..1981. Mineralization of manure nitrogen-correlation with laboratory indexes. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 45(2):354-357.

Chapman, S. J. 1997. Carbon substrate mineralization and sulphur limitation. *Soil Biology & Biochemistry*, 29:115-122.

Chastain, J.P.; J.J. Camberato; & P. Skewes. 2001. Poultry manure production and nutrient content. En: Clemson Cooperative Extension, editor, *Confined animal manure managers certification program manual: Poultry version*. Clemson University Extension, Clemson, SC. p. 3b-1–3b-17.

Ciampitti, I.; J. Camberato; T. Murrell; T.Scott & T.Vyn. 2013. Maize nutrient accumulation and partitioning in response to plant density and nitrogen rate: I. Macronutrients. *Agronomy Journal*, 105. 783. DOI: 10.2134/agronj2012.0467.

Ciampitti, I. & T.Vyn. 2013. Maize Nutrient Accumulation and Partitioning in Response to Plant Density and Nitrogen Rate: II. Calcium, Magnesium, and Micronutrients. *Agronomy Journal*. DOI: 105. 1645. 10.2134/agronj2013.0126.

Cleveland, C.C. & D. Liptzin. 2007. C:N:P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? *Biogeochemistry*, 85: 235–252.

Collino D. J. ; F. Salvagiotti; A. Peticari; C. Piccinetti; G. Ovando; S. Urquiaga & R. W. Racca. 2015. Biological nitrogen fixation in soybean in Argentina: relationships with crop, soil, and meteorological factors. *Plant and Soil*, 392 (1–2) : 239–252.
DOI: 10.1007/s11104-015-2459-8

Cooperband, L; G. Bollero & F. Coale. 2002. Effect of poultry litter and composts on soil nitrogen and phosphorus availability and corn production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62: 185–194.

Das, K; R. Dang; T. N. Shivananda & P. Sur. 2005. Interaction effect between phosphorus and zinc on their availability in soil in relation to their contents in stevia (*Stevia rebaudiana*). *The Scientific World Journal*, 5: 490–495. ISSN 1537-744X.

Davidson, E. & I. Janssens. 2006. Temperature Sensitivity of Soil Carbon Decomposition and Feedbacks to Climate Change. *Nature*, 440:165-73. DOI:10.1038/nature04514.

DeLaune, P.; A. Moore Jr; T. C. Daniel & J. L. Lemunyon. 2004. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 33:728–734.

DeLaune, P. B. & P. A. Moore. 2016. Copper and Zinc Runoff from Land Application of Composted Poultry Litter. *Journal of Environment Quality*, 45: (5) 1565.
DOI:10.2134/jeq2015.09.0499.

Dev, G.; R. C. Jaggi & M.S.Aulakh.1979.Study of nitrate-sulphate interaction on the growth and nutrient uptake by maize. *J. Indian Soc. Soil. Sci.*, 27: 302-307.

Del pino, A.; C. Repetto; C. Mori & C. Perdomo. 2008. Patrones de descomposición de estiércoles en el suelo. *Terra latinoamericana*,:26:1.

Denmead, O. & R. Shaw. 1960. The Effect of Soil Moisture Stress at Different Stages of Growth on the Development and Yield of Corn. *Agronomy Journal – Agron. J.*, 52.
DOI: 10.2134/agronj1960.00021962005200050010x.

Diacono, M. & F. Montemurro. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA, 30: (2) 401-420.

Díaz Blanco, M.J; P. Bueno Marquez & F. Cabrera. 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. *Compostaje*. 93-109.

Di Ciocco, C.; R.Álvarez; Y. Andrada & F. Momo.2004. Balance de nitrógeno en soja de segunda en la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo*, 22: 48-51.

Dong H.; Z. Zhu; J. Xi & H. Xin. 2011. Ammonia and greenhouse gas emissions from co-composting of dead hens with manure as affected by forced aeration rate. *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)*, 57:(1) 1-10.

Dou, Z.; J. D. Toth; D. T. Galligan; C. F. Ramberg Jr. & J. D. Ferguson. 2000. Laboratory Procedures for Characterizing Manure Phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 29: (2) 508-514.

Dougherty, M. 1999. Field guide to on-farm composting. Natural Resource, Agriculture, and Engineering Service (NRAES).1-132.

Duan, Y.; M. Xu; S. Gao; H. Liu; S. Huang & B. Wang. 2016. Long-term incorporation of manure with chemical fertilizers reduced total nitrogen loss in rain-fed cropping systems. *Scientific Reports*, 6(1). DOI:10.1038/srep33611.

Duke, S.H. & H.M. Reisenauer. 2015. Roles and Requirements of Sulfur in Plant Nutrition. In *Sulfur in Agriculture*, M.A. Tabatabai (Ed.). DOI:10.2134/agronmonogr27.c4.

Echeverría, H.E. & R. Bergonzi. 1995. Estimación de la mineralización de Nitrógeno en suelos del Sudeste Bonaerense, *Boletín técnico* N° 135. ISSN: 0522-054. EEA INTA Balcarce.

Echeverria, H. & F. Garcia. 2014. Dinámica de nutrientes en el sistema suelo planta. Capítulo 7. Nitrogeno. En: H. Echeverria y F. Garcia. (eds). *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos* 2da. edn. 189-228 pp. INTA.

Echeverria, H.E.; H. Sainz Rozas & P. Barbieri. 2016. Capítulo 16: Maíz y Sorgo. En: HE. Echeverría & FO García (eds.). *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos*. Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina pp. 451.

Edmeades, D. C. 2003. Long-term effects of manures and fertilizers on soil productivity and quality: A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66:165–180.

Eghball, B. J.& J.F. Power. 1999. Phosphorus- and Nitrogen-Based Manure and Compost Applications. *Soil Science Society of America Journal*,63:(4) 895. DOI:10.2136/sssaj1999.634895x.

Eghball, B. & G.W. Lesoing. 2000. Viability of weed seeds following manure windrow composting .*Compost Science & Utilization*.8 (1) :46-53.

Eghball, B.2002. Soil properties as influenced by phosphorus and nitrogen-based manure and compost applications. *Agronomy & Horticulture - Faculty Publications*. Paper16.<http://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/16>.

Endale, D.; H. H. Schomberg; M. B. Jenkins; D. H. Franklin & D. S. Fisher. 2010. Management implications of conservation tillage and poultry litter use for Southern Piedmont USA cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 88:299-313.

F.A.O. 2003. Disponible en:<http://www.fao.org/agronoticias/agronoticias/detalle/es/c/161730/>

Fahad, S.; A.A. Bajwa; U. Nazir; S.A. Anjum; A. Farooq; A. Zohaib & J. Huang. 2017. Crop Production under Drought and Heat Stress: Plant Responses and Management Options. *Frontiers in Plant Science*, 8 .DOI:10.3389/fpls.2017.01147

Fazli I.S.; A. Jamal; S. Ahmad; M. Masoodi; J.S. Khan & M.Z.Abdin.2008. Interactive effect of sulphur and nitrogen on nitrogen accumulation and harvest in oilseed crops differing in nitrogen assimilation potential. *J Plant Nutri.*, 31: 1203-1220

Fenn, L.B. & L.R. Hossner.1985. Ammonia volatilization from ammonium or ammonium forming nitrogen fertilizers. *Adv. Soil Sci. I*, 123-170.

Fitzgerald JW. 1976. Sulfate ester formation and hydrolysis: a potentially important yet often ignored aspect of the sulfur cycle of aerobic soils. *Bacteriol. Rev.*,40 (3) : 698-721.

Fokin, A.D. & P.A Radzhabova. 1996. Availability of phosphates in soils as a function of the state and transformation of organic matter. *Eurasian Soil Science*, 29: 1216-1221.

Förster, S; G. Welp & H.W. Scherer. 2012. Sulphur speciation in bulk soil and different aggregate fractions as influenced by long term application of organic fertilizers. *Plant Soil Environment*,58 (7): 316-321.

Franzluebbers, A.J & J. A. Stuedemann. 2001. Bermudagrass management in the Southern piedmont USA. *Soil Sciences Society of America. Journal* 65:834-841

Frossard, E; P. Skrabal; S. Sinaj; F. Bangerter & O. Traore. 2002. Forms and exchangeability of inorganic phosphate in composted solid organic wastes. *Nutrient Cycling Agroecosystem*, 62: 103–113.

Gagnon, B. 2012. Forms of phosphorus in composts and in compostamended soils following incubation. *Canadian Journal of Soil Science* 92(5):711-721.

Gaju, O. ; V.Allard;P.Martre;J. Gouis ;D.Moreau; M. Bogard;S. Hubbart-Edwards & M. Foulkes.2013. Nitrogen partitioning and remobilization in relation to leaf senescence, grain

yield and grain nitrogen concentration in wheat cultivars. *Field Crops Research*, 155: 213-223. DOI:10.1016/j.fcr.2013.09.003.

Galantini J.A.; L. Suñer & H. Krüger. 2005. Dinámica de las formas de P en un Haplustol de la región semiárida pampeana durante 13 años de trigo continuo. *Revista Investigaciones Agropecuarias (RIA – INTA)* 34 (2): 13-31.

García, A.R.; S.N. Freite & J. Beterbide. 2016. Marco legal ambiental para el manejo de residuos en producciones animales intensivas 1ª ed . - Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Ediciones.INTA.ISBN 978-987-521-785-0.

García, F & M. F González Sanjuan. 2010. Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? *Inf. Agron.* # 48: 1-5

García, F.O. & N.I. Reussi Calvo. 2014. Trigo. En: Echeverría, H.E.; García, F.O. (eds.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. Ediciones INTA. Bs. As. Argentina. pp. 401-434.

García Hernández, Y. & Y. Curbelo. 2008. Uso de aditivos en la alimentación animal: 50 años de experiencia en el Instituto de Ciencia Animal *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 49(2):173-177 Instituto de Ciencia Animal La Habana, Cuba.

Gates, C.T., & W.J. Muller. 1979. Nodule and plant development in. the soybean: Growth reponse to nitrogen, phosphorus and sulfur. *Aust. J. Bot.*, 27:203-215.

Ghaly, A.E. & M. Alhattab. 2013. Drying poultry manure for pollution potential reduction and production of organic fertilizer. *American Journal of Environmental Sciences*, 9:88-102. DOI: 10.3844/ajessp.2013.88.102.

Ghani A.; R.G. McLaren & R.S. Swift. 1992. Sulphur mineralisation and transformations in soils as influenced by additions of carbon, nitrogen and sulphur. *Soil Biology and Biochemistry*, 24(4):331-341. DOI: 10.1016/0038-0717(92)90193-2.

Ghasal, P. C.; Y.S. Shivay; V. Pooniya; M. Choudhary & R.K.Verma. 2017. Response of wheat genotypes to zinc fertilization for improving productivity and quality. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 63(11):1597-1612. DOI:10.1080/03650340.2017.1289515.

Gilmour, J. T.; C. G. Cogger; L. Jacobs; G. K.Evanylo & D. M.Sullivan. 2003. Decomposition and plant-available nitrogen in biosolids. *Journal of Environment Quality*, 32(4):1498. DOI:10.2134/jeq2003.1498.

Gichang E.M.; N. S Pearson & P.C. Brookes. 2009. Effects of goat manure and inorganic phosphate addition on soil inorganic and microbial biomass phosphorus fractions under laboratory incubation conditions. *Soil Science and Plant Nutrition*, 55: 764-771.

Goyne K.; H-J. Jun; S.Anderson &P.Motavalli.2008.Phosphorus and nitrogen sorption to Soils in the presence of poultry litter-derived dissolved organic matter. *J. Environ. Qual.* 37:154–163 doi:10.2134/jeq2007.0141

Gordon, B.L. 2011. Determination of Poultry Litter's Nitrogen-Fertilizer Value for Winter Wheat Production. *Theses and Dissertations*. 255.

Gonçalves, J.L. & J.C. Carlyle.1994. Modelling the influence of moisture and temperature on net nitrogen mineralization in a forested sandy soil.*Soil Biology and Biochemistry*, 26(11):1557-1564. DOI.:10.1016/0038-0717(94)90098-1.

González, N. 2000. Inoculación e inoculantes. *Fertilizar*, V (21): 18-21.

Gordon, B; R.J. Norman; N.Slaton & T.L.Roberts. 2014. Nitrogen-Fertilizer Equivalence of Poultry Litter for Winter Wheat Production. *Soil Science Society of America Journal*, 78: 1674.DOI: 10.2136/sssaj2013.12.0518.

Griffin, T. & Ch. Honeycutt. 2000. Using growing degree days to predict nitrogen availability from livestock manures. *Soil Science Society of America Journal - SSSAJ*. DOI: 64. 10.2136/sssaj2000.6451876x.

Guppy, C. N.; N. W. Menzies; P. W. Moody & F. P. Blamey. 2005. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. *Aust. J. Soil Res*, 43: 189-202.

Güsewell, S.; & M. O. Gessner. 2009. N: P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. *Functional Ecology*, 23(1): 211-219.DOI:10.1111/j.1365-2435.2008.01478.x.

Hada, A.; S. Feigenbaum; A. Feign & R. Portnoy. 1986. Nitrification rates in profiles of differently managed soil types. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50:633-639.

Hall, A.J.; F. Vilella; N. Trapani & C. Chimenti. 1982. The effects of water stress and genotype on the dynamics of pollen-shedding and silking in maize.*Field Crops Res.*,5:349-363. DOI:10.1016/0378-4290(82)90036-3.

Han W.; J. Fang; Guo D. & Y. Zhang. 2005. Leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry across 753 terrestrial plant species in China. *New Phytologist* 168(2):377-385. DOI:10.1111/j.1469-8137.2005.01530.x.

Han W.X.; J.Y. Fang; P.B. Reich; F.I. Woodward & Z.H. Wang. 2011. Biogeography and variability of eleven mineral elements in plant leaves across gradients of climate, soil and plant functional type in China. *Ecol Lett*, 14:788-796. pmid:21692962.

Haug, R.T. 1993. Composting systems, thermodynamic fundamentals, kinetics of inactivation, feed conditioning, aeration requirements and odour management. The practical handbook of compost engineering. Lewis Publishers, Press, Inc. Corporate Blvd., N.W., Boca Raton, Florida. pp 119-201.

He, Z.; A.Kumar; D. Calvert & D. Banks. 1999. Ammonia volatilization from different fertilizer sources and effects of temperature and soil pH. *Soil Science*, 164:750-758.
DOI: 10.1097/00010694-199910000-00006.

He, Z.; A.M. Fortuna; Z. N. Senwo; I. A. Tazisong; C. W. Honeycutt & T. S. Griffin. 2006. Hydrochloric Fractions in Hedley Fractionation May Contain Inorganic and Organic Phosphates. *Soil Science Society of America Journal*, 70(3):893.
DOI:10.2136/sssaj2005.0152.

He, Z.; C. W. Honeycutt; I. A. Tazisong; Z. N. Senwo & D. Zhang. 2009. Nitrogen and phosphorus accumulation in pasture soils from repeated poultry litter application. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40:587–598.

He, Z.; D.Olk & H. Waldrip. 2014. Soil Amino Compound and Carbohydrate Contents Influenced by Organic Amendments. Chapter 4. In: *Applied Manure and Nutrient Chemistry for Sustainable Agriculture and Environment*. He, Z & H. Zhang, editors. ISBN 978-94-017-8806-9 ISBN 978-94-017-8807-6 (eBook). DOI:10.1007/978-94-017-8807-6.

Hedley, M. J.; J. W. B. Stewart & B. S. Chauhan. 1982. Changes inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and laboratory incubations. *Soil Sciences Society of America Journal*, 46: 970-976.

Herencia, J. F; J. C. Ruiz-Porras; S. Melero; P. A. Garcia-Galavis; E. Morillo & C. Maqueda. 2007. Comparison between organic and mineral fertilization for soil fertility levels, crop macronutrient concentrations, and yield. *Agronomy Journal American Society of Agronomy* 99 (4): 973-983.

Hirzel, J; I. Matus; F. Novoa & I. Walter. 2007. Effect of poultry litter on silage maize (*Zea mays* L.) production and nutrient uptake. *Span J Agric Res.*, 5:102-109.

Hoover, N.L.; J.Y.Law; L. A. M. Long & R. S. Kanwarl. Long-term impact of poultry manure on crop yield, soil and water quality and crop revenue *Journal of Environmental Management*, 252 (2019) 109582.

Hubbe, M.A.; M. Nazhad & C. Sánchez. 2010. Composting as a way to convert cellulosic biomass and organic waste into high-value soil amendments: A review. *Bioresources*, 5(4):2808-2854.

Hue, N.V. & J. Liu. 1995. *Compost science & utilization* 3(2):8-15.
DOI: 10.1080/1065657X.1995.10701777.

Hue, N. & J. Silva. 2000. Organic soil amendments for sustainable agriculture: organic sources of nitrogen, phosphorus, and potassium. En: *Plant Nutrient Management in Hawaii's Soils, Approaches for Tropical and Subtropical Agriculture*. Ed .J. A. Silva and R. Uchida, eds. College of Tropical Agriculture and Human Resources, University of Hawaii at Manoa, 151p. ISBN 1-929235-08-8.

Hsu, J.H. & S. L. Lo. 2001. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. *Environmental Pollution*, 114:119-127.

Iannotti, D.A.; T. Pang; B. L Toth; D. L. Elwell; H. M. Keener & H. A. J. Hoitink. 1993. A Quantitative Respirometric Method for Monitoring Compost Stability. *Compost science & utilization*, 1(3):52-65.

Iyamuremye, F. 1996. Organic admendments and phosphorus dynamics; phosphorus chemistry and sorption. *Soil Science Society of America Journal*, 161: 426-435.

Jiménez Becker S. A.; A. Ebrahimzadeh; B. M. Plaza & M. T. Lao. 2010. Characterization of compost based on crop residues: changes in some chemical and physical properties of the soil after applying the compost as organic amendment. *Com. in Soil Science and Plant Analysis*, 41(6):996-708.

Jn-Baptiste, M.; K. R. Sistani & H. Tewolde. 2013. Poultry litter time and method of application effects on corn yield. *Soil Sci.*, 178:109–119. DOI:10.1097/SS.0b013e31828f5fa0.

Johnson, G.V. 1987. Sulfate: Sampling testing, and calibration. 89- 96 p. In: JR Brown (ed.). En: *Soil testing: Sampling correlation, calibration and interpretation*. SSSA Spec. Publ. 21. SSSA, Madison, WI.

Inbar, Y.; Y. Hadar & Y. Chen. 1993. Recycling of Cattle Manure: The Composting Process and Characterization of Maturity. *Journal of Environmental Quality*, 22: 857-863. <https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200040032x>.

Kato, Y. 2012. Grain Nitrogen Concentration in Wheat Grown under Intensive Organic Manure Application on Andosols in Central Japan, *Plant Production Science*, 15:1, 40-47. DOI: 10.1626/pp.15.40.

Kelleher, B.P; J. J. Leahy; A. M. Henihan; T. F. O'Dwyer; D. Sutton & M. J. Leahy. 2002. Advances in poultry litter disposal technology. A review. *Bioresource technology*.83:27-36.

Khan, K.; M. Sharif; I. Azeem; A. Khan; A. Ibadullah; S. Ali; I. Khan & A. Khan. 2017. Phosphorus Solubility from Rock Phosphate Mixed Compost with Sulphur Application and Its Effect on Yield and Phosphorus Uptake of Wheat Crop. *Open Journal of Soil Science*, 7:401-429. DOI:10.4236/ojss.2017.712028.

Kolberg, R.L.; D.G. Westfall & G.A. Peterson. 1999. Influence of cropping intensity and nitrogen fertilizer rates on in situ Nitrogen mineralizations .Soil Sci.Am.J.63:129-134. Harper, J.E. 1999. Nitrogen fixation – Limitations and potential. World soybean research conference VI, Chicago, Illinois, agosto 1999.

Koelliker, J.K. & D.E. Kissel. 1988. Chemical equilibria affecting ammonia volatilization. In: B.R. Bock et al. editors, Ammonia volatilization from urea fertilizers. Bull. Y- 206. National Fertilizer Development Center, Tennessee Valley Authority. Muscle Shoals, AL. p. 37-52.

Komiyama, T.; T. Ito & M. Saigusa. 2014. Effects of phosphorus-based application of animal manure compost on the yield of silage corn and on soil phosphorus accumulation in an upland Andosol in Japan. Soil Science and Plant Nutrition, 60: 863-873.

Kube, J. 2002. Carcass disposal by composting. Proceedings of the American Association of Bovine Practitioners. Madison, Wisconsin, 35:30-37.

Kumar, S.; V. Ramesh; K. Siyakumar; P. M. R. Purushothaman; A. Natarian & M. Amanullah Mm. 2007. Chemical Changes During Composting of Dead Birds with Caged Layer Manure. Journal of Applied Sciences Research, 3(10): 1100-1104.

Kumar, M. & F. M. Qureshi. 2012. Dynamics of zinc fractions, availability to wheat (*Triticum aestivum* L.) and residual effect on succeeding maize (*Zea mays* L.) in inceptisols. Journal of Agricultural Science-Canada-, 4:236–245.

Kumar, R.S. & K.J. Rao. 2017. Effect of Sewage Sludge, Urban Compost, Poultry Manure and Chemical Fertilizers on Soil Heavy Metal Status in Brinjal-Cauliflower Cropping System. International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences, 6 (6):1313-1321.

Kuo, S.; M. E. Ortiz-Escobar; N. V. Hue & R. L. Hummel. 2004. Composting and compost utilization for agronomic and container crops. Recent Developments in Environmental Biology, 1:451-513.

Kuzyakov Y.; J.K. Friedel & K. Stahr . 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biol. Biochem, 32:1485-1498.

Laos, F.; P. Satti; I. Walter; M.J. Mazzarino & S. Moyano. 2000. Nutrient availability of composted and noncomposted residues in a Patagonian Xeric Mollisol. Biol. Fertil. Soils, 31:462-469.

Leconte, M.C.; M. J. Mazzarino; P. Satti; M. C. Iglesias & F. Laos. 2009. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. Waste Management, 29(9):2446-53. DOI: 10.1016/j.wasman.2009.04.006.

Lee, H.; J. Fitzgerald; D. B. Hewins; R. L. McCulley; S. R. Archer; T. Rahn & H. L. Throop. 2014. Soil moisture and soil-litter mixing effects on surface litter decomposition: A controlled environment assessment. *Soil Biology & Biochemistry*, 72 :123-132.

Lefroy, R.D.B.; W. Chaitep & G.J. Blair. 1994. Release of sulfur from rice residues under flooded and non-flooded soil conditions. *Australian Journal of Agricultural Research*, 45:657-667.

Leinweber, P.; F. Lünsmann & K. U. Eckhardt. 1997. Phosphorus sorption capacities and saturation of soils in two regions with different livestock densities in Northwest Germany. *Soil Use and Management*, 13(2):82-89.

Li, X.; R. Zeng & H. Liao. 2016. Improving crop nutrient efficiency through root architecture modifications. *J Integr Plant Biol.*, 58 (3):193-202.
DOI: 10.1111/jipb.12434.

Lin, Y.; E. van Santen & D.Watts.2016.The effect of poultry litter application on agricultural production: A meta analysis of crop yields, nutrient uptake and soil fertility. *Annual Conference on Applied Statistics in Agriculture*. Kansas State University. <http://newprairiepress.org/agstatconference/2016>.

Lin, Y.; D. B. Watts; E. van Santen & G. Cao. 2018. Influence of Poultry Litter on Crop Productivity under Different Field Conditions: A Meta-Analysis *Agron. J.* 110 (3):807–818.

Lloyd, A. 1994. Effectiveness of cattle slurry as a sulphur source for grass cut for silage. *Grass Forage Science*, 49:203-208.

Losak T.; J. Hlusek; J. Martinec; J. Jandak; M.Szostkova & R.Filipcik. 2011.Nitrogen fertilization does not affect micronutrient uptake in grain maize (*Zea mays*L.). *Acta Agric. Scand. B. Soil Plant Sci.*, 61:543–550. DOI:10.1080/09064710.2010.520729.

Lory, J.A.; M.P. Russelle & G.W. Randall. 1992. Surface applied manure effects on soil inorganic N, Nuptake, and symbiotic dinitrogen fixation of alfalfa. p.150. En:*Agronomy abstracts*, ASA, Madison, WI.

Marban L. & S.Ratto. 2005. *Tecnologías en análisis de suelos*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina: Asoc. Argentina de la Ciencia del Suelo, pp 215.(ISBN 987-21419-1-6).

Maziya-Dixon, B.; J. G. Kling; A. Menkir & A. Dixon. 2000. Genetic Variation in Total Carotene, Iron, and Zinc Contents of Maize and Cassava Genotypes. *Food and Nutrition Bulletin*, 21(4): 419-422. DOI:10.1177/156482650002100415.

McGeehan, S. L. 2012. Impact of waste materials and organic amendments on soil properties and vegetative performance. *Applied and Environmental Soil Science*. ID 907831.

McGill, W.B. & C.V. Cole .1981.Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter *Geoderma*, 26: 267-286.

McGahan, E.; C. Kolominskas; K. Bawden & R. Ormerod. 2002. Strategies to reduce odour emissions from meat chicken farms. *Proceedings of 2002 Poultry Information Exchange Queensland Department of Primary Industries, Gold Coast*, pp.27-39.

Mead, R.; R.N.Curnow & A.M.Hasted.1993.Comparison of regressions. *Statistical methods in agriculture and experimental biology*.2nd edition. Chapman & Hall, London,415p.

Menalled, F.; M. Liebman & D. D. Buhler. 2004. Impact of composted swine manure and tillage on soybean–common waterhemp interactions.*Weed Science*, 52:605-613.

Messiga, A.J.; N. Ziadi; C. Jouany; P. Virkajärvi; R. Soumela; S. Sinaj; G. Bélanger; C. Stroia & C. Morel. 2015. Soil test phosphorus and cumulative phosphorus budgets in fertilized grassland. *AMBIO*, 44(S2):252-262. DOI: 10.1007/s13280-015-0628-x.

Mitchell, C. & S. Tu. 2006. Nutrient accumulation and movement from poultry litter. *Soil Science Society of America Journal*,70: 2146–2153.

Mkhabela, M. & Warman, P.R. 2005. The Influence of Municipal Solid Waste Compost on Yield, Soil Phosphorus Availability and Uptake by Two Vegetable Crops, Grown in a Pugwash Sandy Loam Soil in Nova Scotia. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 106:57-6. DOI:10.1016/j.agee.2004.07.014.

Mowrer, J. 2014. Nitrogen in Stored Poultry Litter: Uric Acid and Xanthine. *Journal of Environmental Quality* 43(6):2137-45. DOI: 10.2134/jeq2014.05.0240.

Mowrer, J.; D. E. Kissel; M. Cabrera & S. Hassan. 2014. Near-Infrared Calibrations for Organic, Inorganic, and Mineralized Nitrogen from Poultry Litter. *Soil Science Society of America Journal*, 78:1775-1785.

Murphy, J. & Riley, J.P. 1962. A Modified Single Solution Method for the Determination of Phosphate in Natural Waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36. [http://dx.doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5).

Mukhtar, S.; Kalbasi,A. & A.Ahmed. 2005. Carcass Disposal: A Comprehensive Review. In *Composting:National Agricultural Biosecurity Center Consortium USDA APHIS Cooperative Agreement ProjectCarcass Disposal Working Group* Cap.3.85 p.

Nahm, K. H. 2003. Evaluation of the nitrogen content in poultry manure. *World's Poultry Science Journal*, 59: 77-88.

Niu, S.; L.Ren; L.Song & Y. Duan. 2017. Plant stoichiometry characteristics and relationships with soil nutrients in Robinia pseudoacacia communities of different planting ages. *Acta Ecológica Sinica*, 37: 355-362.

Ning, P.; S. Li; P. Yu; Y. Zhang & C. Li. 2013. Post-silking accumulation and partitioning of dry matter, nitrogen, phosphorus and potassium in maize varieties differing in leaf longevity. *Field Crops Research*, 144:19–27.

O'Donnell, A.G.; J. Wu & J.K. Syers. 1994. Sulfate S amendments in soil and their effects on the transformation of soil sulfur. *Soil Biology & Biochemistry*, 26: 1507-1514.

Oliveira, M.C.; H. A. Ferreira & A. B. Traldi. 2004. Efeito de condicionadores químicos na cama de frango sobre o desempenho de frangos de corte. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 56 (4):542-546. DOI: 10.1590/S0102-09352004000400017.

Orrico Junior, M.A.P.; A. C. A. Orrico & J. Lucas Junior. 2010. Compostagem dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças de aves. *Engenharia Agrícola*, 30(3):538-545. DOI: 10.1590/S0100-69162010000300017.

Pagani, A.; H.Echeverría; F. Andrade & H.Sainz Rozas. 2012. Effects of nitrogen and sulfur application on grain yield, nutrient accumulation, and harvest indexes in maize. *Journal of Plant Nutrition*, 35: 1080-1097. DOI:10.1080/01904167.2012.671410.

Pagliari P.H & C.A.M Laboski. 2012. Investigation of the inorganic and organic phosphorus forms in animal manure. *J Environ Qual* 41:901–910.

Pagliari, P.H. & C.A.M., Laboski. 2013. Dairy manure treatment effects on manure phosphorus fractionation and changes in soil test phosphorus. *Biol. Fertil. Soils* 49, 987–999.

Palm, C.A. & P.A. Sanchez. 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents, *Soil Biology and Biochemistry*. 3(1): 83-88. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(91\)90166-H](https://doi.org/10.1016/0038-0717(91)90166-H).

Passoni, M. & M. Borin. 2009. Effects of different composts on soil nitrogen balance and dynamics in a biennial crop succession. *Compost Science & Utilization*, 17(2):108-116.

Paterlini, H.; M.V. González & L. Picone. 2017. Comparison of composting broiler litter techniques. *Ciencia del Suelo*, 35:385-394.

- Pote, D.H; T. C. Daniel; A. N. Sharpley; P. Moore; D. R. Jr. Edwards & D. J. Nichols. 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal*. 60:855–859.
- Pote, D.H; T. R. Way; P. Kleinman; P. Moore; J. J. Meisinger; K. R. Sistani; L. S. Saporito; A. L. Allen & G. W. Fevereisen. 2011. Subsurface Application of Poultry Litter in Pasture and No-Till Soils. *Journal of Environmental Quality*, 40: 402-411.
- Prasad, M. 2009. A Literature Review on the Availability of Nitrogen from Compost in Relation to the Nitrate Regulations SI 378 of 2006. Environmental Protection Agency 2009.
- Preusch, P. L; P. R. Adler; L. J. Sikora & T. J. Tworkoski. 2002. Nitrogen and phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 31:2051-2057.
- Qafoku, O.S; M. L. Cabrera; W. R. Windham & N. S. Hill. 2001. Rapid Methods to Determine Potentially Mineralizable Nitrogen in Broiler Litter. *Journal of Environmental Quality*, 30(1):217-21. DOI: 10.2134/jeq2001.301217x.
- Quantin, C; T. Becquer; J. H. Rouiller & J. Berthelin. 2002. Redistribution of metals in a New Caledonia Ferralsol after microbial weathering. *Soil Science Society of America Journal*, 66 :1797-1804.
- Ragagnin, V.; D. G. de Sena Jr; D. Santos Dias; W. Fernandes Braga & P. D. Moraes Nogueira. 2013. Growth and nodulation of soybean plants fertilized with poultry litter. *Ciênc. agrotec., Lavras*, 37(1):17-24.
- Reddy, N. R. & D. K. Salunkhe. 1980. Effects of fermentation on phytate phosphorus and mineral content in black gram, rice, and black gram and rice blends. *Journal of Food Science*, 45(6):1708-1712. DOI:10.1111/j.1365-2621.1980.tb07594.x.
- Reddy, S.; M. Singh; A. Swarup; A. Subba Rao & K. Singh. 2002. Sulfur mineralization in two soils amended with organic manures, crop residues, and green manures. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165(2):167. DOI: 10.1002/1522-2624(200204)165:2<167::aid-jpln167>3.0.co;2-1.
- Reddy, S.S; E.Z. Nyakatawa; R.L. Rapper; D.W. Reeves & J.L. Lemunyon. 2009. Long-term effects of poultry litter and conservation tillage on crop yields and soil phosphorus in cotton–cotton–corn rotation. *Field Crops Research*, 114: 311–319.
- Reuveny, Z.; D.K. Dougall & P.M. Trinity. 1980. Regulatory coupling of nitrate and sulfate assimilation pathways in cultured tobacco cells. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 77:6670-6672.

Riera, N.I. 2014. Evaluación del proceso de compostaje de dos mezclas de residuos avícolas. Evaluación del proceso de compostaje de dos mezclas de residuos avícolas. Rev. FCA UNCuyo, 46 (1): 195-203.

Ryan, M. H.; J. K. McInerney; I. R. Record & J. F. Angus. 2008. Zinc bioavailability in wheat grain in relation to phosphorus fertiliser, crop sequence and mycorrhizal fungi. Journal of the science of food and agriculture, 8 (7):1208-1216. DOI:10.1002/jsfa.3200.

Rynk, R.. 1989. "Composting as a Dairy Manure Management Technique." En: Dairy Manure Management. NRAES-31. Ithaca, New York: Northeast Regional Agricultural Engineering Service.

Rizzo, P; V. Della Torre; N. I. Riera; D. Crespo; R. Barrena & A. Sánchez. 2013. Co-composting of poultry manure with other waste from pampean region. ISSN 1438-4957. J. Master Cycles Waste Management. DOI: 10.1007/s10163-013-0221-y.

Rogeri, D.A; P. R. Ernani; A. Mantonvani & K. S. Lourenço. 2016. Composition of Poultry Litter in Southern Brazil. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 40, e0140697. Epub June 30, 2016. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcS20140697>.

Rynk, R.; M. van de Kamp; G. B. Wilson; M. E. Singley; T. L. Richard; J. J. Kolega; F. R. Gouin; L. Laliberty; D. Kay; D. W. Murphy; H. A. J. Hoitink & W. F. Brinton. 1992. On-Farm Composting Handbook. Natural Resource, Agriculture, and Engineering Service (NRAES). 1-188.

Saseendran, S.A.; L.R. Ahuja; L. Ma; T.J. Trout; G.S. McMaster; A.A. Andales; J. Chavez, J. & J. Ham. 2014. Enhancing RZWQM2 for water stress responses of corn (*Zea mays* L.). Agron. J., 106 (1):81-94.

Sadras, V.O. 2006. The N:P stoichiometry of cereal, grain legume and oilseed crops. Field Crops Research 95 (1):13-29. DOI: 10.1016/j.fcr.2005.01.020.

Sakthivadivu, R.; K. Sivakumar; V. Ramesh Saravana Kumar & A. Natarajan. 2015. Chemical changes during composting of poultry waste with coirpith waste and sugarcane top. International Journal of Science, Environment and Technology, 4, (1)40-49.

Salvagiotti, F.; K. G. Cassman; J. E. Spetch; D. T. Walters; A. Weiss & A. Dobermann. 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. Agronomy & Horticulture - Faculty Publications. Paper 133. <http://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/133>.

Salvagiotti, F. & D.J. Miralles. 2008. Radiation interception, biomass production and grain yield as affected by the interaction of nitrogen and sulfur fertilization in wheat. European Journal of Agronomy, 28: 282-290.

Salvagiotti, F; J. M. Castellarín; D. J. Miralles & H. M. Pedrol. 2009. Sulfur fertilization improves nitrogen use efficiency in wheat by increasing nitrogen uptake. *Field Crops Research*, 113:170-177.

Sánchez-Monedero, M. A.; A. Roig; C. Paredes & M. P. Bernal. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Biores. Technol.*, 78 (3): 301-308.

Sander, J.E.; M. C. Warbington & L. M. Myers. 2002. Selected methods of animal carcass disposal. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 220(7):1003-5. DOI: 10.2460/javma.2002.220.1003.

Saviozzi, A.; R. Cardelli; S. Cipolli; R. Levi-Minzi & R. Riffaldi. 2006. Sulphur mineralization kinetics of cattle manure and green waste compost in soils. *Waste Management & Research*, 24(6):545-51.

Sawicki, C. R. & F. P. Scaringelli. 1971. Colorimetric determination of nitrate after hydrazine reduction to nitrite, *Microchemical Journal*, 16(4): 657-672. DOI:10.1016/0026-265X(71)90059-2.

Scherer, H.W.; S. Pacyna; K. Spoth & M. Schulz. 2008. Low levels of ferredoxin, ATP and leghemoglobin contribute to limited N₂ fixation of peas (*Pisum sativum* L.) and alfalfa (*Medicago sativa* L.) under S deficiency conditions. *Biol. Fert. Soils*, 44:909-916.

Scherer, H.W. 2009. Sulfur in soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 172:326-335.

Schomberg, H.; D. M. Endale; M. B. Jenkins; R. R. Sharpe; D. S. Fisher; M. L. Cabrera & D. V. McCracken. 2009. Soil test nutrient changes induced by poultry litter under conventional tillage and no-tillage. *Soil Science Society of America Journal*, 73:154-163.

Schulz, R.; H. Al-Najar; J. Breuer & V. Römheld. 2001. The effect of bio-compost application on crop yield and nitrogen dynamic in the soil W. J. Horst et al. (Eds.), *Plant nutrition – Food security and sustainability of agro-ecosystems*. 986-987, 2001 © 2001 Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.

Scotti, R; G. Bonanomi; R. Scelza; A. Zoina & M. A. Rao. 2015. Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15(2):333-352.

SENASA, 2011. Resolución 264/2011. Manual para el registro de fertilizantes, enmiendas, sustratos, acondicionadores, protectores y materias primas en la República Argentina”. <http://www.senasa.gob.ar/normativas/resolucion-264-2011-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria>. Anexo 1:1-48.

SENASA, 2019. RESOL-2019-1699-APN-PRES#.Requisitos para la habilitación de establecimientos dedicados a la producción avícola comercial. <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/arg192191.pdf>.

SENASA y SECCYMA. 2019. RESFC-2019-1. Marco Normativo para la Producción, Registro y Aplicación de Compost .<https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resolucion-conjunta-1-2019-318692>.

Sepahvand, H. & A.Forghani. 2012. Comparison of two sequential extraction procedures for the fractionation of zinc in agricultural calcareous soils. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 24. DOI: 10.3184/095422912X13263033659726.

Setiyono, T.D.; D.T. Walters; K.G. Cassman; C. Witt, & A. Dobermann. 2010. Estimating maize nutrient uptake requirements. *Field Crops Res.*, 118:158-168. DOI:10.1016/j.fcr.2010.05.006.

Sharpley, A.N. & S.J. Smith. 1989. Prediction of Soluble Phosphorus Transport in Agricultural Runoff. *Journal of Environmental Quality* 18(3). DOI: 10.2134/jeq1989.00472425001800030013x.

Sharpley, A.N.; B. Sharpley; A.N.; S.J. Smith & W.R. Bain. 1993. Nitrogen and phosphorus fate from long-term poultry application to Oklahoma soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57:1131-1137.

Sharpley, A. N.; J. J. Meisinger; A. Breeuwsma; T. Sims; T. C. Daniel & J. S. Schepers. 1998. Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. Pages 173–242 in: *Effective Management of Animal Waste as a Soil Resource*. J. Hatfield, ed. Ann Arbor Press, Chelsea, MI.

Sharpley, A.N. & B. Moyer. 2000. Phosphorus Forms in Manure and Compost and Their Release during Simulated Rainfall. *Journal of Environmental Quality*, 29(6). DOI: 10.2134/jeq2000.00472425002900060056x.

Shen, P.; M. Xu; H. Zhang; X. Yang; S. Huang; S. Zhang & X. He. 2014. Long-term response of soil Olsen P and organic C to the depletion or addition of chemical and organic fertilizers. *CATENA*, 118, 20-27. DOI:10.1016/j.catena.2014.01.020.

Shuman,L. 1999. Organic waste amendment effect on Zinc fractions of two soils. *J. Environ. Qual.*, 28:1442-1447.

Sims, J.T. & D.C. Wolf. 1994. Poultry Waste Management: Agricultural and Environmental Issues. *Advances in Agronomy*, 52:1-83. DOI: 10.1016/S0065-2113(08)60621-5.

Singer, J.W.; K. A. Kohler; M. Liebman; T. L. Richard; C. A. Cambardella & D. D. Buhler. 2004. Tillage and compost affect yield of corn, soybean, and wheat and soil fertility. *Agronomy Journal*, 96:531–537.

Sikora, L.J. & N.K. Enkiri. 2005. Comparison of phosphorous uptake from poultry litter compost with triple super phosphate in codorous soil. *Agron. J.* 97:668-673.

Sistani, K.R.; J. Warren; T. R. Way; D.A. Mays & D. Pote. 2008. A new method of poultry litter application to perennial pasture: Subsurface banding. *Soil Sci Soc Am J.*, 72:1831-1837.

Sitters, J.; M. J. Maechler; P. J. Edwards; W. Suter & H. Olde Venterink. 2014. Interactions between C:N:P stoichiometry and soil macrofauna control dung decomposition of savanna herbivores. *Functional Ecology*, 28(3):776-786.
DOI:10.1111/1365-2435.12213.

Skrbic, B. & N. Djurisc-Mladenovic. 2010. Distribution of heavy elements in urban and rural surface soils: the Novi Sad city and the surrounding settlements, Serbia. *Environmental monitoring and assessment*. DOI:185. 10.1007/s10661-012-2567-3.

Slafer, G.A.; F. H. Andrade & S. E . Feingold. 1990 Genetic improvement of bread wheat (*Triticum aestivum* L.) in Argentina: relationships between nitrogen and dry matter. *Euphytica*, 50:63-71.

Sørensen L.H. 1974. Rate of decomposition of organic matter in soil as influenced by repeated air drying-rewetting and repeated additions of organic material. *Soil Biol. Biochem.*, 6: 287–292.

Speir T.W.; J. Horswell; A. P. van Schaik; R. G. McLaren & G. Fietje. 2004. Composted biosolids enhance fertility of a sandy loam soil under dairy pasture *Biol Fertil Soils*, 40: 349-358. DOI: 10.1007/s00374-004-0787-6.

Stanford, G. & Smith, S. J. 1972. Nitrogen Mineralization Potentials of Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 36 (3):465-65.
DOI:10.2136/sssaj1972.0361599500360003002.

Stevenson, F.J. 1991. Organic Matter-Micronutrient Reactions in Soil. *Micronutrients in Agriculture*, 4:145-186.

Stoffella, P.J. & B.A. Kahn. 2001. Compost utilization in horticultural cropping systems. *Lewis Publishers*. Boca Raton- London -New York- Washington, D.C. 445 pp.

Sucunza, F. ; F.H. Gutierrez Boem; F. O. Garcia; G. Rubio & M. Boxler .2018. Long-term phosphorus fertilization of wheat, soybean and maize on Mollisols: Soil test trends, critical levels and balances. *European Journal of Agronomy*, 96: 87-95.

Sundberg, C.; S. Smars & H. Jönsson. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology*, 95(2):145-50. DOI: 10.1016/j.biortech.2004.01.016.

Suzuki M.; T. Tsukamoto; H. Inoue; S. Watanabe; S. Matsushashi & M. Takahashi. Deoxymugineic acid increases Zn translocation in Zn-deficient rice plants. *Plant Mol Biol.*, 66:609-617.

Teng W.; Y. Deng; X.Chen; X.F. Xu; R. Chen; Y. Lv; Y.Zhao; X. Zhao; X.He;B.Li ;Y Tong; F. Zhang & Z. Li. . 2013. Characterization of root response to phosphorus supply from morphology to gene analysis in field-grown wheat. *Journal of Experimental Botany*, 64(5): 1403–1411. DOI:10.1093/jxb/ert023.

Tewolde, H., M.W. Shankle; A. Adeli; K.R. Sistani; & D.E. Rowe. 2009. Macronutrient concentration in plant parts of cotton fertilized with broiler litter in a marginal upland soil. *Soil Till Res.*, 105:1-11.

Terzano, R.; Z. Al Chami; B. Vekemans; K. Janssens; T. Miano & P. Ruggiero. 2008. Zinc distribution and speciation within rocket plants (*Eruca vesicaria* L. Cavaleri) grown on a polluted soil amended with compost as determined by XRF microtomography and Micro-XANES. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56: 3222–3231.

Thompson W. 2001. Test Methods for the Examination of Composting and Compost. TMECC. In: The United States Composting Council. N.Y., USA.

Tiquia, S.M. & N.F.Y. Tam. 2002. Characterization and Composting of Poultry Litter in Forced Aeration Piles. *Process Biochemistry*, 37(8):869-880. DOI: 10.1016/S0032-9592(01)00274-6.

Tognetti C. M.J. Mazzarino & F. Laos. 2008. Compost of municipal organic waste: Effects of different management practices on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 2290–2296.

Turan, N.G. 2008. The effects of natural zeolite on salinity level of poultry litter compost. *Bioresource Technology*, 99:2097-2101.

Turner, B.L. & A.B. Leytem. 2004. Phosphorus Compounds in Sequential Extracts of Animal Manures: Chemical Speciation and a Novel Fractionation Procedure. *Environmental Science and Technology*, 38(22):6101-8. DOI: 10.1021/es0493042.

Udom, G.M. & H.Bello. 2009. Effect of poultry litter on the yield of two maize varieties in the northern guinea savanna. *Agro-Science*,(8). DOI: 10.4314/as.v8i1.44114.

Vadas, P.A; P. J. A. Kleinman & K. N. Sharpley. 2004. A simple method to predict dissolved phosphorus in runoff from surface-applied manures. *Journal of Environmental Quality*, 33:749–756.

Varin, S.; J.B. Cliquet; E. Personeni; J.C. Avicé, & S. Lemauiel Lavenant. 2010. How does sulphur availability modify N acquisition of white clover (*Trifolium repens* L.)? *J. Exp. Bot.*, 61:225-234.a.

Venhaus, D.; T. Marek; D. B. Parker & J. M. Sweeten. 2005. Manure and Compost Application for Corn Production: Yield and Economics. 2005 ASAE Annual International Meeting. DOI:10.13031/2013.19489.

Villar, J. L.& O. Quaino. 200. Eficiencia del consumo de N inicial disponible y mineralización en el período de encañazón del trigo. En: Resúmenes del V Congreso Nacional de trigo. Mesa Ecofisiología y manejo de cultivo. N° 40,26 de Septiembre de 2001. Carlos Paz, Córdoba.

Voelkner A.; C. Diercks & R. Horn .2017. Compared impact of compost and digestate on priming effect hydrophobicity of soils depending on textural composition. *SOIL Discussions* 1-20. DOI: 10.5194/soil-2016-62.

Vourinen,A. 2000. Effect of the bulking agent on acid and alkaline phosphomonoesterase and bDD-glucosidase activities during manure composting. *Bioresource Technology*, 75: 133-138.

Walkley, A. & I.A. Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29-38.

Wander, M.M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil functions. In: Maagdooff, F.; Weil, R.R. (Eds.), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL. pp 67-102.

Wang, C. & P. Ning .2019. Post-silking Phosphorus Recycling and Carbon Partitioning in Maize Under Low to High Phosphorus Inputs and Their Effects on Grain Yield. *Front. Plant Sci.*, 10:784. DOI: 10.3389/fpls.2019.00784.

Warren, S.L. & W.C. Fonteno. 1993. Changes in physical and chemical properties of a loamy sand soil when amended with composted poultry litter. *Journal of Environmental Horticulture*, 11:186-190.

Watts, D.B; H. Allen Torbert; S. A. Prior & G. Huluka. 2010. Long-term tillage and poultry litter impacts soil carbon and nitrogen mineralization and fertility. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 74:1239- 1247.

Watts, D. & H. Torbert. 2011. Long-Term Tillage and Poultry Litter Impacts on Soybean and Corn Grain Yield. *Agronomy Journal*, 103:1479-1483.
DOI:10.2134/agronj2011.0073.

Wiatrak, P.; D. L. Wright & J. J. Marois. 2004. Tillage and Residual Nitrogen Impact on Wheat Forage. *Agronomy Journal – Agron. J.*, 96. DOI: 10.2134/agronj2004.1761.

Wolf, J.; A. de Gouvea; E. Ricardi Lozano da Silva; M. Potrich & A. Appel. 2014. Métodos físicos e cal hidratada para manejo do cascudinho dos aviários. *Ciência Rural*, Santa Maria, 44(1):161-166.

Woodard, K. & L. Sollenberger. 2011. Broiler Litter vs. Ammonium Nitrate as Nitrogen Source for Bermudagrass Hay Production: Yield, Nutritive Value, and Nitrate Leaching. *Crop Science*, 51: 1342-1352. 10.2135/cropsci2010.06.0342.

Wu J. ; P.C. Brookes & D.S. Jenkinson.1993. Formation and destruction of microbial biomass during the decomposition of glucose and ryegrass in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 25: 1435-1441.

Wyngaard, N. & M.L. Cabrera. 2015. Measuring and estimating sulfur mineralization potential in soils amended with poultry litter or inorganic fertilizer. *Biol. Fertil. Soils*, 51 545-552 . <https://doi.org/10.1007/s00374-015-1000-9>.

Xia, J.Y. & S.Q. Wan. 2008. Global Response Patterns of Terrestrial Plant Species to Nitrogen Addition. *New Phytologist*, 179:428-439.
DOI: 10.1111/j.1469-8137.2008.02488.x.

Xu,W.H.; H.Liu; Q. Ma & Z.Xiong. 2007. Root Exudates, Rhizosphere Zn Fractions, and Zn Accumulation of Ryegrass at Different Soil Zn Levels. *Pedosphere*, 17(3): 389-396.

Yang, Z.; S. Haneklaus; B.R. Singh & E.Schnug. 2008. Effect of Repeated Applications of Elemental Sulfur on Microbial Population, Sulfate Concentration, and pH in Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39(1-2):124-140.

Yuan, Z.Y. & H.Y. Chen. 2015. Decoupling of nitrogen and phosphorus in terrestrial plants associated with global changes. *Nature Climate Change*, 5(5):465-469.
DOI: 10.1038/nclimate2549.

Yue, S.; Q.Meng; R.Zhao; Y. Ye; F. Zhang; Z. Cu & X.Chen. 2012. Change in Nitrogen Requirement with Increasing Grain Yield for Winter Wheat. *Agronomy Journal*, 104(6):1687-1683. DOI:10.2134/agronj2012.0232.

Zhao, F.J.; M.J. Hawkesford & S. P. McGrath. 1999. Sulphur assimilation and effects on yield and quality of wheat. *J. Cereal Sci.*, 30:1-17.

Zhao, P.; F. Yang; F. Sui; Q. Wang & H. Liu. 2015. Effect of nitrogen fertilizers on zinc absorption and translocation in winter wheat. *Journal of Plant Nutrition*, 39(9):1311-318. DOI:10.1080/01904167.2015.1106560.

Zhang 2009. Preventive control of ammonia and odor emissions during the active phase of poultry manure composting. Docthoral Thesis . The University of British Columbia.

Zheljaskov, V.D. & P.R. Warman. 2004. Application of High-Cu Compost to Dill and Peppermint. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 52(9):2615-22. DOI: 10.1021/jf035137y.

Zheng, B. & P. Marschner. 2017. Previous residue addition rate and C/N ratio influence nutrient availability and respiration rate after the second residue addition. *Geoderma*. 285. 217-224. 10.1016/j.geoderma.2016.10.007.

Zhongqi, H. & H. Zhang. 2014. In: *Applied manure and nutrient chemistry for sustainable agriculture and environment*. ISBN 978-94-017-8807-6 (eBook) 363 p.

Zhu , N. 2007. Effect of Low Initial C/N Ratio on Aerobic Composting of Swine Manure with Rice Straw. *Bioresource technology*, 98: 9-13. DOI:10.1016/j.biortech.2005.12.003.

Zhuo, A.; L. He & H. Zhao. 2009. Effect of organic acids on inorganic phosphorus transformation in soil with different phosphorus sources. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 15:474-478.

Zucconi, F. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22(2), 54-57.