

Universidade Federal do Rio Grande – FURG

Instituto de Oceanografia

Programa de Pós-Graduação em Oceanologia

**Microplásticos como marcadores
cronológicos do Antropoceno no Sistema
Patos-Mirim (RS, Brasil)**

FELIPE LOPES ALVES

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Oceanologia, como parte dos
requisitos para a obtenção do Título
de Mestre.

Orientador(a): *Prof. Dra.* GRASIELA LOPES LEÃES PINHO
Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Brasil.

Co-orientador: *Prof. Dr.* FELIPE GARCIA RODRIGUEZ
Universidad de la República (UDELAR), Uruguai.

Rio Grande, RS, Brasil

10/2022

Microplásticos como marcadores do Antropoceno no Sistema Patos-Mirim (RS, Brasil)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanologia,
como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre

por

FELIPE LOPES ALVES

Rio Grande, RS, Brasil

10/2022

© A cópia parcial e a citação de trechos desta tese são permitidas sobre a condição de que qualquer pessoa que a consulte reconheça os direitos autorais do autor. Nenhuma informação derivada direta ou indiretamente desta obra deve ser publicada sem o consentimento prévio e por escrito do autor.

Ficha Catalográfica

A474m Alves, Felipe Lopes.

Microplásticos como marcadores cronológicos do Antropoceno no Sistema Patos-Mirim (RS, Brasil) / Felipe Lopes Alves. – 2022.
73 f.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Programa de Pós-Graduação em Oceanologia, Rio Grande/RS, 2022.

Orientadora: Dra. Grasiela Lopes Leães Pinho.

Coorientador: Dr. Felipe Garcia Rodriguez.

1. Agricultura 2. Contaminação aquática 3. Indústria
4. Urbanização 5. Holoceno 6. Paleolimnologia 7. Reconstrução
histórica 8. Resíduos plásticos 9. Sedimentos I. Pinho, Grasiela
Lopes Leães II. Rodriguez, Felipe Garcia III. Título.

CDU 551.46

Catálogo na Fonte: Bibliotecário José Paulo dos Santos CRB 10/2344



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
IO-INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOLOGIA



E-mail: ccpofgg@furg.br – home-page: www.ppggo.furg.br

ATA ESPECIAL DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO 04/2022

Às 14 horas do dia dezoito de outubro do ano de dois mil e vinte e dois, por Vídeo Conferência, reuniu-se a Comissão Examinadora da Dissertação de **MESTRADO** intitulada: **“Microplásticos como marcadores cronológicos do Antropoceno no Sistema Patos-Mirim (RS, Brasil)”**, do **Acad. Felipe Lopes Alves**. A Comissão Examinadora foi composta pelos seguintes membros: Profa. Dra. Grasiela Lopes Leães Pinho (Orientadora – IO/FURG), Prof. Dr. Felipe Garcia Rodriguez (Co-orientador - UDELAR/UR), Profa. Dra. Paula Dentzien Dias Francischini (IO-FURG) e Prof. Dr. Fabian Sá (UFES). Dando início à reunião, a Presidente da sessão, Profa. Dra. Grasiela Lopes L. Pinho, agradeceu a presença de todos, e fez a apresentação da Comissão Examinadora. Logo após, esclareceu que o Candidato teria de 45 a 60 min para explanação do tema, e cada membro da Comissão Examinadora, um tempo máximo de 30 min para perguntas. A seguir, passou à palavra ao Candidato, que apresentou o tema e respondeu às perguntas formuladas. Após ampla explanação, a Comissão Examinadora reuniu-se em reservado para discussão do conceito a ser atribuído ao Candidato. Foi estabelecido que as sugestões de todos os membros da Comissão Examinadora, que seguem em pareceres em anexo, foram aceitas pelo Orientador/Candidato para incorporação na versão final da Dissertação. Finalmente, a Comissão Examinadora considerou o candidato arpovado por unanimidade. Nada mais havendo a tratar, foi lavrada a presente ATA, que após lida e aprovada, será assinada pelos membros presentes da Comissão Examinadora, pelo Candidato e pelo Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Oceanologia (PPGO).

Documento assinado digitalmente
gov.br GRASIELA LOPES LEAES PINHO
Data: 19/10/2022 16:29:48-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Profa. Dra. Grasiela Lopes Leães Pinho
Presidente

Prof. Dr. Felipe Garcia Rodriguez

Profa. Dra. Paula Dentzien D. Francischini

Documento assinado digitalmente
gov.br FABIAN SA
Data: 20/10/2022 13:14:09-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Prof. Dr. Fabian Sá

Acad. Felipe Lopes Alves

Prof. Dr. Rodrigo Kerr
Coordenador do PPGO

*[...] não é da minha natureza cair sem
lutar, mesmo quando as coisas parecem
insuperáveis [...]*

(Katniss Everdeen)

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus que tem me fortalecido durante todos esses anos. Ele tem me guiado a tomar boas decisões durante o período de mestrado. Foi meu melhor companheiro nos momentos difíceis, quando eu me senti mais sozinho em uma terra distante e no momento da minha maior perda. Assim como Samuel, Juíz de Israel, disse “Ebenézer, até aqui nos ajudou o Senhor.

Agradeço à minha família, meu pai e minha mãe, que tem sido meu porto seguro durante a minha vida inteira, e que sempre me incentivaram a alcançar novos ares, principalmente nesse período em que me mantive distante deles por mais de 2 anos, e me fizeram ser a pessoa que sou hoje.

Agradeço à Universidade Federal do Rio Grande (FURG), minha segunda casa nos tempos de mestrado e também ao Programa de Pós-Graduação em Oceanologia (PPGO-FURG) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Agradeço imensamente à minha orientadora, Prof. Dra. Grasiela Lopes Leães Pinho, e ao meu co-orientador, Prof. Dr. Felipe Daniel Garcia Rodriguez, que me acolheram e me ensinaram na nova experiência para o mestrado. Eles foram verdadeiros pais tendo paciência comigo, e me guiando e puxando minha orelha nos momentos necessários. Com vocês eu aprendi muito, e me tornei mais maduro profissionalmente.

Agradeço também aos meus colegas de trabalho do Laboratório de Microcontaminantes Orgânicos e Ecotoxicologia Aquática (CONECO), que também foram minha família dentro da universidade, verdadeiros irmãos e irmãs, dos quais destaco a Dra. Lara Pinheiro e o Dr. Russell que me ajudaram muito no período da pesquisa.

Agradeço com carinho imenso aos meus amigos que desde a graduação estavam junto comigo, me dando forças e incentivos, dos quais destaco a Me. Luana Freire, uma grande amiga que me ajudou desde o início no mestrado, ao Anderson Braga e a Thayane Reis, que foram verdadeiros amigos leais, agindo até como pais me dando conselhos e cuidando de mim (os momentos mais

felizes que eu lembro em Rio Grande foram com vocês), e ao Renan, Raphael Santa Rosa e Yago Marinho, companheiros nos mais variados sentimentos vividos em Rio Grande.

Por fim e não menos importante, agradeço aos amigos e pessoas que conheci em Rio Grande, em especial às pessoas da 4ª IEQ de Rio Grande, em especial meus amigos do coração Álvaro, Gabriel, Bruna, Rafael, as irmãs Bruna e Laís, e o Luan (vocês são pessoas maravilhosas, amigos em Cristo), e meus pastores Marcelo e Ana Paulo, que me acolheram como filho.

Resumo

A poluição ambiental por resíduos plásticos é considerada um dos problemas ambientais mais relevantes e discutidos na atualidade, apresentando a categoria de tamanho denominada microplástico (MP: 5 mm – 1 µm) uma preocupação em destaque. Por possuírem características como: concentrações ambientais crescentes com o passar do tempo; onipresença geográfica e compartimentar; acumulação lenta; e alta longevidade, principalmente quando soterrados por sedimentos, os MPs vêm sendo considerados um potencial marcador estratigráfico do Antropoceno, conhecido como a época dos humanos. O uso dos MPs como marcadores do Antropoceno vem sendo investigado em sedimentos de diversos corpos d'água do mundo, apresentando o continente Americano uma lacuna em relação a essas informações. Neste contexto, a presente dissertação tem como objetivo central compreender o processo histórico de contaminação por MPs em sedimentos da Lagoa dos Patos e da Lagoa Mirim, ambos formando o sistema Patos-Mirim (SPM), e assim validar para a região a presença deste contaminante como marcador cronológico do Antropoceno. Para isso, foram feitas análises quali-quantitativas da distribuição vertical de MPs em seis testemunhos de sedimentos coletados no SPM, o maior sistema lagunar costeiro do mundo. Por meio da datação por radiocarbono e chumbo, os testemunhos estudados apresentaram idade estimada para o Holoceno médio até os tempos atuais. Em relação às análises de MPs, em cada testemunho foi identificada uma zona basal livre de contaminação por MPs e uma zona contaminada localizada nos primeiros 70 a 80 cm de profundidade. Os MPs detectados foram em sua maioria das cores azuis e pretas e o formato predominante foi do tipo fibra. Os polímeros mais comumente identificados a partir da análise por micro-FTIR foram rayon, PVC, acrilato, policarbonato e celofane. A partir do estudo do histórico de ocupação e uso do entorno das áreas de coleta, as atividades urbanas/industriais e agrícolas foram representadas como principais atividades fontes de resíduos plásticos para a região, sendo a agricultura mais importante para as regiões de água doce e as atividades urbanas e industriais, para as estuarinas. A partir de uma interpretação conjunta dos dados obtidos, os MPs foram coletivamente considerados eficientes como

marcadores do Antropoceno. Para o SPM, a cronologia mais adequada para indicar o início do Antropoceno foi a década de 1970, sendo este período condizente com a intensificação das atividades antrópicas urbanas e agrícolas na área.

Palavras-Chave: agricultura, contaminação aquática, indústria, urbanização, holoceno, paleolimnologia, reconstrução histórica, resíduos plásticos, sedimentos.

Abstract

Environmental pollution by plastic waste is considered one of the most relevant and discussed environmental problems today, with the size category called microplastic (MP: 5 mm - 1 μ m) being a prominent concern. Because they have characteristics such as: increasing environmental concentrations over time; geographic and compartmentalized omnipresence; slow accumulation; and high longevity, especially when buried by sediments, MPs have been considered a potential stratigraphic marker of the Anthropocene, known as the epoch of the humans. The use of PMs as Anthropocene markers has been investigated in sediments from different bodies of water in the world, with the American continent presenting a gap in relation to this information. In this context, the main objective of this dissertation is to understand the historical process of contamination by PMs in sediments from Lagoa dos Patos and Lagoa Mirim, both forming the Patos-Mirim system (SPM), and thus validate the presence of this contaminant for the region. as a chronological marker of the Anthropocene. For this, qualitative and quantitative analyzes of the vertical distribution of PMs were carried out in six sediment cores collected in the SPM, the largest coastal lagoon system in the world. Through radiocarbon and lead dating, the studied cores showed an estimated age for the Middle Holocene until the present time. Regarding the PM analysis, in each core a basal zone free of PM contamination and a contaminated zone located in the first 70 to 80 cm of depth was identified. The detected MPs were mostly blue and black colors and the predominant format was fiber type. The polymers most commonly identified from FTIR analysis were rayon, PVC, acrylate, polycarbonate and cellophane. From the study of the history of occupation and use of the surroundings of the collection areas, the urban/industrial and agricultural activities were represented as main activities sources of plastic waste for the region, with agriculture being the most important for the freshwater regions and the urban and industrial activities, to the estuaries. From a joint interpretation of the data obtained, the MPs were collectively considered efficient as markers of the Anthropocene. For the SPM, the most appropriate chronology to indicate the beginning of the Anthropocene was the 1970s, this period being consistent with the intensification of urban and

agricultural anthropic activities in the area.

Keywords: agriculture, aquatic contamination, industry, urbanization, Holocene, paleolimnology, historical reconstruction, plastic waste, sediments.

Índice

AGRADECIMENTOS.....	VI
RESUMO	VIII
ABSTRACT	X
LISTA DE FIGURA	XIV
LISTA DE TABELAS.....	XVI
LISTA DE ACRÔNIMOS E ABREVIações	XVII
CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO	1
1.1 DEFINIÇÃO, COMPOSIÇÃO E TAMANHO DOS PLÁSTICOS	1
1.2 PLÁSTICOS EM AMBIENTES AQUÁTICOS	3
1.3 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS MPs EM SEDIMENTOS	4
1.4 DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL: MPs COMO MARCADORES DO ANTROPOCENO	5
1.5 RECONSTRUÇÕES PALEOAMBIENTAIS	6
1.6 GEOCRONOLOGIA.....	7
1.6.1 ²¹⁰ Pb	7
1.6.2 ¹⁴ C	9
1.7 SEDIMENTOLOGIA E SEDIMENTAÇÃO	10
CAPÍTULO 2: OBJETIVOS	12
CAPÍTULO 3: ÁREA DE ESTUDO	13
3.1 A QUESTÃO DOS PLÁSTICOS NO SISTEMA PATOS-MIRIM	17
3.2 HISTÓRICO DO CRESCIMENTO URBANO E INDUSTRIAL DO MUNICÍPIO DE RIO GRANDE	18
CAPÍTULO 4: METODOLOGIA.....	22
4.1 COLETA E ABERTURA DE TESTEMUNHOS	22
4.2 EXTRAÇÃO, ISOLAMENTO E IDENTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS (MPs).....	25
4.3 IDENTIFICAÇÃO DOS POLÍMEROS PLÁSTICOS POR ESPECTROSCOPIA DE FTIR .	27
4.4 DATAÇÕES POR ¹⁴ C E ²¹⁰ Pb	28
4.5 QC/QA.....	29
4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	30

CAPÍTULO 5: ARTIGO CIENTÍFICO.....	31
1. INTRODUCTION	1
2. MATERIALS AND METHODS	2
2.1. THE STUDY AREA.....	2
2.1.1. GEOMORPHOLOGY, HUDROGRAPHY, AND LAND USE.....	2
2.1.2. HISTORICAL ANTHROPOGENIC DEVELOPMENT	2
2.1.3. CORING EXTRACTION	3
2.1.4. GEOCHRONOLOGY	3
2.1.5. SAMPLE PROCESSING FOR MICROPLASTIC ISOLATION.....	3
2.1.6. FOURIER-TRANSFORMED INFRARED SPECTROSCOPY ANALYSIS	4
2.1.7. QC/QA.....	4
2.1.8. DATA ANALYSIS	4
3. RESULTS	5
3.1. ESTUARINE URBAN/INDUSTRIAL CORES	6
3.2. FRESHWATER AGRICULTURAL CORES	7
4. DISCUSSION	8
4.1. ESTUARINE URBAN/INDUSTRIAL CORES	8
4.2. FRESHWATER AGRICULTURAL CORES	8
4.3. QUALITY OF MICROPLASTICS.....	8
4.4. MICROPLASTICS AS ANTHROPOCENE MARKER AND GEOGRAPHICAL OVERVIEW	9
5. CONCLUSÃO	9
6. STUDY LIMITATIONS	9
ACKNOWLEDGMENTS	10
REFERENCES	12
CAPÍTULO 6: SÍNTESE DA DISCUSSÃO E CONCLUSÕES	45
CAPÍTULO 7: PERSPETIVAS FUTURAS.....	49
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA	50
SUPPLEMENTARY MATERIAL.....	70

Lista de Figura

Dissertação

Figura 1 - Lancha Larus da Universidade Federal do Rio Grande (FURG) (A); Testemunhador a bordo da lancha Larus já conectado ao guincho (B). **Erro! Indicador não definido.**

Figura 2 - Desenho esquemático das posições de coleta de dados de Microplásticos – MPs (a cada 2 cm no primeiro metro, após isso, a cada 10 cm), Granulometria – GLM (a cada 10 cm) e Datações por ¹⁴C (meio e base) e ²¹⁰Pb (a cada 2 cm) em um testemunho do topo para a base com auxílio de seringas de 5 mL e uma espátula de metal. 24

Figura 3 - Balança analítica Shimadzu (A); Agitadores magnéticos Fisatom (B); Sistema de Filtração de Vidro (C); Estereomicroscópio Olympus SZX9 com câmera acoplada (D). 27

Figura 4 - Espectrômetro Infravermelho Nicolet 6700. 28

Artigo

Fig 1 - Geomorphological map indicating the Quaternary barrier system and the watershed hydrographic network (left). Land use showing the extension of agricultural (rice + soy) crops and the urban/industrial areas (right). Black circles indicate coring stations close to both urban/industrial and agricultural areas. 3

Fig 2 - From top to bottom: population increase, harbor activity, number of total and microplastic (MP) industry facilities and agricultural rice cultivated area. The process of Anthropocene onset is indicated with grey-to-red and grey-to-green arrows for urban/industrial and agricultural development, respectively. Source of data: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2020; IBGE, 2010), Asociación de Cultivadores de Arroz (ACA, 2017 and 2020); Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA, 2020). 4

Fig 3 - Vertical distribution of MPs within all six sediment cores. Lithology and sediment age are indicated to the left and right of each graph respectively. The process of Anthropocene onset is indicated with grey-to-red and grey-to-green

shaded arrows for urban/industrial and agricultural processes respectively. 5

Fig 4 - Color, type and polymer identification of MPs for core MIR2, MIR4, SL1, SG1, COC1 and PMAN1 (a). Graphic examples of recorded MPs (b). 1: white fragment, 2: tangle of red and white colored fibers, 3: red irregular fragment, 4: black fiber, 5: blue fiber. MP classification after FTIR analysis: Identified Polymers: Particles > 70% FTIR score; Possible Polymers: Particles < 70% FTIR score; Not identified: Unidentified particles in the FTIR. 6

Fig 5 - Vertical distribution of microplastic polymer composition from FTIR analyses in core MIR2, MIR4, SL1, SG1, COC1 and PMAN1. 7

Fig 6 - Global appearance of MPs in sediment cores of marine, coastal and inland environments. The chronology of first MP appearance (in yr CE) is indicated next to each site number. Sources: Collard et al. (2021), Luoto et al. (2019), Clayer et al. (2021), Courtene-Jones et al.(2020), Turner et al. (2019), Martin et al. (2017), Dahl et al. (2021), Almas, et al., 2022), Martin et al. (2020), Dong et al. (2020), Mao et al. (2021), Xue et al. (2020), Wang, et al. (2018), Zheng et al. (2020), Chen et al. (2020), Lin et al. (2020), Matsuguma et al. (2017), Kawamura et al. (2020), Li et al. (2020), Willis et al. (2017), Brandon et al. (2019), Baldwin et al, (2020), Morra (2021), Belontz (2021), Ballent et al (2016), Corcoran et al. (2015). Reference are listed in the same order as Fig. S3 from top to bottom for comparison. See Table S3 for the description of each site number and reference. 9

Supplementary Material

Figure S1 - FTIR spectra of microplastic found in sediment samples. 73

Lista de Tabelas

Supplementary Material

Table S1 - Sediment age at different intervals indicating lab number.	71
Table S2 - Number of MPs observed in procedural contamination (blanks) in the sediment cores.....	71
Table S3 - Global comparison of the chronology of first microplastic (MP) appearance in oceanic, coastal and inland sediment cores. The black numbers for the location identification match with the black bubble numbers of the world map of Fig. 6.	71

Lista de Acrônimos e Abreviações

A

ABS – Acrilonitrila Butadieno Estireno

AMS – Accelerator Mass Spectrometry

B

BP – Before Present

C

CE – Common Era

CLM – Comissão da Lagoa Mirim

CRS – Constant Rate of Supply

F

FAO – Food Agricultural Organization

FTIR – Fourier Transform Infrared

FURG – Fundação Universidade de Rio Grande

G

GLM – Granulometria

I

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IUGS – International Union of Geological Sciences

L

LM – Lagoa Mirim

LP – Lagoa dos Patos

M

MO – Matéria Orgânica

MPs – Microplásticos

P

PA – Poliamida

PAC – Plano de Aceleração de Crescimento

PMCMV – Programa Minha Casa Minha Vida

PMS – Patos-Mirim System

PAN – Poliacrilonitrila

PE – Polietileno

PEAD – Polietileno de Alta densidade

PEBD – Polietileno de Baixa Densidade

PET – Polietileno Tereftalato

PP – Polipropileno

PS – Poliestireno

PTFE – Politetrafluoretileno

PVC – Policloreto de Vinila

S

SPM – Sistema Patos-Mirim

U

UNDP – United Nations
Development Program

Capítulo 1: Introdução

1.1 Definição, composição e tamanho dos plásticos

Os plásticos são polímeros sintéticos termoplásticos derivados do petróleo bruto (Galgani, et al. 2015), sendo desenvolvidos nos anos de 1900 e usados em larga escala a partir dos anos de 1950 (Thompson, et al. 2009). Os primeiros plásticos a serem comumente usados eram permanentemente duros e quebradiços, como goma-laca, para discos de gramofone do final do século XIX, e baquelite, produzidos amplamente entre os anos 1920 e 1940 e ainda hoje em uso menor (Albus 2007). No Brasil a fabricação desse material foi tardia, sendo apenas em 1967 a implantação da Associação Brasileira da Indústria do Plástico (Helman 2017).

Desde os anos de origem do plástico até o presente, têm-se desenvolvido diferentes polímeros para diferentes fins (Figura 1). Segundo a PlasticsEurope (2021), já existem cerca de 15 grupos principais de plástico: a seda viscosa e o rayon, feitos a partir de uma base de celulose, foram fabricados desde o início do século XX e continuam em produção; o nylon, poliestireno (PS), policloreto de vinila (PVC), polietileno (PE) e politetrafluoretileno (PTFE) começaram a ser

produzidos no final dos anos 1930 e 1940; o polipropileno (PP) e a espuma de poliestireno expandido na década de 1950, e o polietileno tereftalato (PET), a partir do qual a maioria dos recipientes e garrafas são feitos, foi patenteado em 1973. Estes materiais possuem notáveis utilidades, tornando-se indispensáveis devido a sua expansão e depósito global e ascensão de produção: de menos de 2 milhões de toneladas fabricadas em 1950 para aproximadamente 350 milhões de toneladas produzidas em 2017 (PlasticsEurope 2021).

Diante destes diferentes tipos de polímeros plásticos, esses materiais tornaram-se a chave para o momento da revolução tecnológica desde o início da "Grande aceleração", devido à sua notável utilidade e versatilidade (Zalasiewicz, et al. 2016). Eles são úteis para os seres humanos e fundamentais para a higiene contemporânea, como embrulhos para alimentos e outros materiais, luvas descartáveis, capas e encapsulamentos de medicamentos usados em hospitais, e no fornecimento de sistemas de água potável baratos por meio de garrafas de água e oleodutos, além de serem leves, fortes, flexíveis e relativamente inertes. Os plásticos também são componentes de muitos dos nossos edifícios, ferramentas e máquinas.

A grande notoriedade de uso do plástico o dota de características muito peculiares: a maioria são descartáveis e de difícil degradação. Quando esses plásticos não são tratados adequadamente, uma grande quantidade de resíduos plásticos inevitavelmente entrará no meio ambiente (Jambeck, et al. 2015, ter Halle, et al. 2016).

Os plásticos podem ser divididos em categorias de acordo com sua classe de tamanho: os macroplásticos (≥ 20 cm), mesoplásticos (20 - 5 cm), microplásticos (5 mm – 1 μ m) e nanoplásticos (< 1 μ m) (Harvey, et al. 2017). Embora essa classificação não esteja ainda padronizada, apresentando variações conforme autores distintos, é bastante reconhecida pela comunidade científica.

Os MPs podem ainda ser subdivididos em outras duas categorias. Os MPs primários são aqueles já produzidos no tamanho micro (Figura 2), como as microesferas plásticas presentes em certos cosméticos, bem como pelotas de resina no tamanho de lentilhas ("nurdles") que são a matéria-prima para a confecção de produtos plásticos (Derraik 2002). A segunda categoria são os MPs secundários, que atingem o tamanho micro a partir do desgaste físico de

plásticos maiores, por meio de quebras, torções e rasgos causados no ambiente (Figura 3) (Cole, et al. 2011).

Outra diferenciação em relação aos MPs é referente ao seu formato, podendo estes serem classificados por exemplo como fragmento, pellet ou fibra (Masura, et al. 2015). Novamente destacando a não padronização para esse tipo de classificação. Dentre esses formatos, a categoria de MPs recentemente reconhecida como importante é a de fibras plásticas liberadas principalmente de tecidos sintéticos durante a lavagem. Estudos estimam que uma única peça sintética pode liberar mais de mil fibras em um único ciclo de lavagem (Browne, et al. 2010, Woodall, et al. 2014). Por serem pequenas para serem filtradas por máquinas ou estações de tratamento de esgoto, estas podem ser transportadas por longas distâncias e finalmente depositarem-se em camadas de sedimentos.

1.2 Plásticos em ambientes aquáticos

Os plásticos, de maneira geral, quando descartados de forma inadequada, tendem a permanecer no ambiente por longos períodos. Segundo Pramila et al. (2011), Usha et al. (2011) e Kale et al. (2015), a eficiente decomposição dos plásticos no ambiente leva aproximadamente 1.000 anos. De acordo com a ABRELPE (2020), o Brasil produziu cerca de 3 mil toneladas de resíduos no ano de 2019, dos quais a maioria não foi adequadamente destinada. Além disso, estima-se que a quantidade de resíduos plásticos que entram nos compartimentos ambientais por meio de rios está entre 57.000 a 265.000 milhões de toneladas por ano, e esse número tende a aumentar até 2028 para 62.400 a 290.000 milhões de toneladas por ano (Mai, et al. 2020).

Assim como os macroplásticos, os MPs também trazem consequências negativas. Dentro dos oceanos, os valores estimados de MPs são de aproximadamente 82.000 a 578.000 toneladas (Isobe, et al. 2021). Duis e Coors (2016) apontaram que os MPs são demasiadamente pequenos para serem removidos e que podem ser facilmente ingeridos por organismos aquáticos. Windsor et al. (2019) observaram que os MPs podem causar diversos danos aos organismos, como afetar o sistema endócrino, causar inflamações, bem como alterar a capacidade reprodutiva. Outro aspecto negativo dos MPs quando presentes no ambiente é a sua capacidade de transportar outros poluentes. Em razão da superfície e área específica, os MPs têm a facilidade de adsorver

poluentes orgânicos e metálicos do meio ambiente (Guo, et al. 2018, Li, et al. 2019) e transferi-los ao longo de cadeias tróficas (Setälä, Fleming-Lehtinen e Lehtiniemi 2014). Além disso, os próprios MPs podem liberar seus aditivos no meio ambiente, exercendo toxicidade aos organismos (Yang, et al. 2011).

1.3 Distribuição espacial dos MPs em sedimentos

Os MPs podem ser transportados por longas distâncias nos compartimentos aquáticos, depositando-se por fim nos sedimentos quando apresentam densidade propícia a sua precipitação. Este compartimento, por sua vez, é considerado um sumidouro para essas partículas (Browne, et al. 2011, Woodall, et al. 2014, Mao, Song, et al. 2021). De forma geral, a contaminação por MPs já tem sido encontrada em sedimentos de ambientes aquáticos desde rios (Castañeda, et al. 2014), estuários (Sruthy e Ramasamy 2017), lagoas (Vianello, et al. 2013), lagos (Corcoran, et al. 2015), reservatórios (Baldwin, et al. 2020), mares (Zobkov e Esiukova 2016), litoral (Baini, et al. 2018) e até mesmo nas fossas oceânicas (Woodall, et al. 2014).

Para os corpos de água doce, essa contaminação do sedimento é bem expressiva, devido a sua estreita relação com as atividades humanas, despertando interesse da comunidade científica para esses ecossistemas (Zhang, et al. 2016). Na China (um dos maiores produtores e consumidores de plásticos) por exemplo, estudos revelam a contaminação por MPs em sedimentos de águas doces no interior do país com concentrações que variando entre 80 a 9.597 itens.kg⁻¹ (Lin, et al. 2018, Mao, et al. 2021). As principais fontes relacionadas foram atividades agrícolas, efluentes domésticos e atividade pesqueira.

As regiões estuarinas, por sua vez, são caracterizadas pela conectividade entre a água doce e oceano. Estes ambientes apresentam além de proximidade à muitas fontes de contaminação (por exemplo: urbana, industrial, portuária), propriedades físico-químicas específicas que atuam como uma barreira e, portanto, sendo estas zonas de acúmulo permanente ou temporário para diversos contaminantes. Pinheiro et al. (2022) por exemplo, investigou a contaminação de sedimentos estuarinos a partir de testemunhos em uma marisma do Estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). Os valores encontrados nesse estudo variaram entre 85,2 ± 975,2 a 827,6 ± 1.473,9 itens.kg⁻¹. Estes

ambientes, apesar de serem consideradas um destino importante para os MPs, ainda permanecem carentes de investigações no que se refere a contaminação dos sedimentos por MPs (Pinheiro, et al. 2021).

1.4 Distribuição temporal: MPs como marcadores do Antropoceno

O termo Antropoceno, que foi cunhado no início deste século pelo Prêmio Nobel Paul J. Crutzen (Crutzen e Stoermer 2000, Crutzen 2002), define a mudança na relação entre a espécie humana e o meio ambiente, tendo o homem como uma força geológica, competindo com as forças naturais, o impacto dessas forças e a modificação do planeta. Além das mudanças climáticas, novos materiais, como plásticos, concreto e alumínio, têm-se espalhado na superfície da Terra e nos oceanos, o uso de fertilizantes tem incrementado as concentrações de fósforo e nitrogênio, a mineração tem modificado e poluído o ambiente, e os testes nucleares têm deixado marcas nos sedimentos e no gelo.

O Antropoceno representa a época dos humanos e pode ser visto de um ponto de vista geológico até uma forma mais ampla, como um conceito que envolve o meio ambiente, a química, a biologia, a cultura, a economia e as relações políticas (Silva e Arbilla 2018). Segundo Steffen et al. (2011), essa nova época geológica seria introduzida para capturar e explicar as mudanças quantitativas na relação entre os seres humanos e o ambiente global, concluindo que a Terra está agora mudando de sua época geológica atual, chamada Holoceno, e que a atividade humana é a responsável por essas mudanças nos ciclos biogeoquímicos.

Diferentes autores consideraram que eventos anteriores à Revolução Industrial (meados de 1860) não implicariam em uma mudança clara na evolução da Terra. Assim, as evidências relacionadas à pós industrialização e urbanização se tornaram o período de maior consenso acerca do início do Antropoceno, com conjuntos de parâmetros ambientais e socioeconômicos como potenciais marcadores (e.g. Lewis e Maslin 2015). Um importante trabalho publicado por Goldberg (1995) apresentou um grupo de poluentes com características que mereciam atenção dos cientistas e sociedade para o próximo século, sendo essas características: concentrações ambientais crescentes com o passar do tempo; onipresença geográfica e compartimentar; acumulação lenta; e longo tempo de residência ou persistência nos ambientes marinhos. Dentre os

poluentes apresentados por Goldberg, os plásticos vinham como um importante grupo nesta lista.

Dentre essas características apresentadas pelo autor, um destaque importante para a relação dos plásticos com o Antropoceno é o fato de serem duradouros em escalas de tempo humanas, especialmente quando enterrados em sedimentos além do alcance da luz (fotodegradação) (Shah, et al., 2008). Estes apresentam certa resistência à ação microbiana (biodegradação) e a sua longevidade no meio ambiente sustenta boa parte de sua utilidade prática como marcador estratigráfico do Antropoceno. Além disso, o crescimento industrial, o descarte inadequado de plástico, têm-se tornado uma problemática em escala global, principalmente para ambientes costeiros e marinhos, considerados o seu destino final (Galgani, et al., 2015).

Quando passamos para a escala de tamanho micro, o potencial de alcance e distribuição desses resíduos plásticos é fortemente aumentado, ocorrendo este transporte inclusive pelo ar (Dris, et al. 2015). Desta forma, sendo os Mps amplamente distribuídos e duradouros no ambiente, estes são capazes de fornecer horizontes deposicionais globalmente correlacionados e, portanto, serem utilizados como marcadores estratigráficos do Antropoceno (Ivar do Sul e Labrenz 2021), utilizando assim sua presença como uma assinatura de depósitos recentes.

Diante disso, trabalhos relacionados com esse tema vêm sendo realizados em sistemas aquáticos, buscando quantificar os fluxos históricos dos resíduos MPs desses ambientes. Como exemplo importante pode ser citado o trabalho de Courtene-Jones et al. (2020) sendo observada uma tendência negativa na frequência de MPs com o aumento da idade do sedimento. Similarmente a esse estudo, Brandon et al. (2019) analisaram os sedimentos do testemunho da baía de Santa Bárbara, na Califórnia, e mostraram a mudança histórica na deposição de MPs identificadas entre os anos de 1945 a 2009, também com uma diminuição da concentração com o aumento da idade do testemunho.

1.5 Reconstituições paleoambientais

A paleolimnologia é o estudo e interpretação das condições e processos passados em bacias estuarinas fluviais e lacustres, com o intuito de reconstituir

e entender sua história (Last e Smol 2001). O sedimento é o principal objeto de estudo dessa importante ciência devido à sua relação com os processos de eutrofização, poluição química, sedimentação e assoreamento nos ecossistemas aquáticos, além de suas propriedades químicas, físicas, biológicas e geológicas (Forsberg 1989, Apitz 2012).

De maneira geral, os sedimentos são materiais não consolidados, produtos da modificação de rochas, solos e matéria orgânica que sofreram a ação do intemperismo, e foram transportados, transformados e depositados na superfície da Terra ou em fundo de corpos d'água (Cardoso, et al. 2019). A sedimentação em ambientes aquáticos é proveniente do processo pelo qual os materiais da bacia que entram no sistema (alóctones), ou os que já estão nele (autóctones) são depositados ou precipitados no sedimento. Esta deposição se organiza de forma cronológica, isto é, as camadas sedimentares mais recentes são as mais superficiais, e as mais antigas são as camadas mais profundas (Smol 2008).

Segundo Apitz (2012), os sedimentos tornaram-se parte de um importante cenário para responder questões ambientais históricas relacionadas com emissões de gases estufas, degradação dos recursos hídricos e o seu papel no ciclo do carbono em escala regional e global. Dessa maneira, os estudos paleoambientais permitem estudar o estabelecimento do Antropoceno (Smol 2008). Estes estudos são realizados por meio da coleta de testemunhos (coluna vertical de sedimento), que são arquivos naturais de informações indiretas e fornecem indícios da trajetória das mudanças de origem natural e/ou antrópica (Smol 2007, Smol 2008).

1.6 Geocronologia

A geocronologia é a atribuição de idades para diferentes intervalos de profundidade em testemunhos de sedimento. Isso permite determinar as taxas de sedimentação e inferir a cronologia do fluxo de material, e assim confrontar hipóteses que vinculam os eventos sucedidos no ambiente às variáveis em estudo (Cohen 2003, Smol 2007).

1.6.1 ^{210}Pb

A datação por ^{210}Pb é um método de datação radiométrica que utiliza

isótopos instáveis. O ^{210}Pb é um radionuclídeo natural que faz parte da “família” do ^{238}U e possui um tempo de meia vida de semidesintegração ($t_{1/2}$) igual a 22,2 anos (Godoy 2018). Nesse intervalo de tempo é apropriado verificar variações inter-anuais entre as amostras de sedimento, o que garante datar escalas de tempo referentes ao Antropoceno (Barsanti, et al. 2020, Zalasiewicz, et al. 2021).

Segundo Godoy (2018), a série natural de decaimento radioativo do ^{238}U ($t_{1/2}$ = 4,5 bilhões de anos) se subdivide com o seu primeiro decaimento para o ^{226}Ra ($t_{1/2}$ = 2602 anos), e este para o ^{222}Rn ($t_{1/2}$ = 3,82 dias). Por ser um gás nobre, o ^{222}Rn rapidamente ascende para a atmosfera até a camada da troposfera, e nesse caminho, este isótopo decai para o ^{210}Pb , que ao atingir a superfície terrestre pode se depositar no solo ou em corpos d’água. Por estar na forma iônica, o ^{210}Pb se liga ao material em suspensão e/ou matéria orgânica dando origem a um excesso de ^{210}Pb nas camadas superficiais. O instante “zero” neste tipo de datação é quando o ^{210}Pb se deposita no sedimento (Godoy, 2018).

Diversos trabalhos utilizaram a datação por ^{210}Pb para determinar as idades das camadas sedimentares para relacionar a cronologia com a contaminação de um poluente, principalmente MPs (Chen, et al. 2020, Courtene-Jones, et al. 2020, Dong, et al. 2020, Li, et al. 2020, Xue, et al. 2020, Mao, et al. 2021). No estudo realizado em sedimentos de mangue no golfo Arábico e no mar vermelho (Martin, et al. 2020), para descrever a contaminação histórica de MPs nessa região, os autores utilizaram a técnica de datação descrita por Saderne et al. (2018) no qual a datação do ^{210}Pb foi analisado através da determinação de sua neta ^{210}Po . Os resultados obtidos evidenciaram a cronologia da contaminação plástica nessa região, o aumento da concentração desse contaminante, numa relação inversa com a profundidade do testemunho, e a inexistência de partículas plásticas em sedimentos datados em anos anteriores a 1907, período da invenção dos plásticos (Crawford e Quinn 2016). Em contrapartida, Wang et al. (2018) determinaram a datação de ^{210}Pb usando um espectrômetro de raios gama de germânio hiper puro (HPGe) (GWL-120210S) nos sedimentos no rio Yangtze, na China. Os resultados mostraram grande variação de excesso do isótopo em diferentes profundidades do testemunho coletado, e conseqüentemente diferentes taxas de sedimentação ao longo dos anos. Segundo os autores, a grande variabilidade dá-se em razão da localização do testemunho nas proximidades da foz do rio onde o retrabalhamento de

sedimentos, a erosão e o aumento das atividades antrópicas durante as últimas duas décadas tornam o estuário do Yangtze um ambiente dinâmico, não sendo verdadeira a relação histórica da contaminação por microplásticos nesse ponto amostral. Diante desses casos descritos acima, é de suma importância ressaltar a escolha do ponto amostral para a coleta dos testemunhos para a datação, para inferir as tendências temporais da acumulação de MPs ao longo da profundidade nos testemunhos.

1.6.2 ^{14}C

O radiocarbono, ^{14}C ($t_{1/2}$ = 5730 anos), foi o primeiro isótopo cosmogênico detectado (Ruben e Kamen 1941) e pode ser usado para datar materiais com até aproximadamente 50.000 anos de idade (Taylor, et al. 1992). A aplicação desse tipo de datação ocorre desde os anos de 1940 (Arnold e Libby 1949, Libby 1955) e, a partir dessa época, métodos mais sofisticados vêm sendo desenvolvidos. O isótopo de ^{14}C é formado na troposfera quando neutrons de raios cósmicos reagem sobre o ^{14}N (Masarik e Beer 1999).

Assim que formado, o ^{14}C é oxidado e transformado para $^{14}\text{CO}_2$, que logo é absorvido pelos organismos vivos (por fotossíntese ou cadeia alimentar). Após a morte de um animal ou planta, a absorção de ^{14}C é interrompida. A quantidade de ^{14}C na matéria orgânica diminui assim que o ^{14}C sofre decaimento. Além disso, o $^{14}\text{CO}_2$ pode entrar nas vias químicas de carbonatos terrestres e marinhos o que permite a datação deste isótopo em amostras de carbono inorgânico.

Poucos são os trabalhos que utilizaram o radiocarbono ^{14}C como datação para descrever as tendências temporais de acumulação de poluentes plásticos, uma vez que o tempo de meia vida é considerado bem maior (5730 anos) em comparação ao surgimento dos plásticos que ocorreu no último século (Dahl, et al. 2021, Loughlin, et al. 2021). Entretanto, Martin et al. (2017) utilizou-se da técnica por Espectrometria de Massa de Acelerador (AMS) para datação de ^{14}C em amostras de organismos carbonáticos dos sedimentos mais profundos disponíveis para cada testemunho fazendo o uso de correção e calibrações para determinar a idade mais precisa da camada sedimentar. Nos resultados, os autores mostraram a idade máxima dos sedimentos em que os microplásticos foram encontrados para cada testemunho. Alguns dos itens de MPs foram

encontrados um pouco abaixo da idade da produção em larga escala de plástico causados por bioturbações e distúrbios físicos.

1.7 Sedimentologia e sedimentação

O ambiente sedimentar (exemplo: lagos, planícies de inundação) é formado a partir do transporte de sedimentos que vieram de uma rocha fonte, seja ela rocha vulcânica, metamórfica ou sedimentar, que anteriormente foi erodida dentro da bacia, por ação da chuva, do vento ou até mesmo antrópica. O sedimento então pode ser transportado por ação da gravidade, em suspensão pela água ou ar ou mesmo incorporados no gelo. Segundo (Nichols 2009), a interação do material sedimentar com o meio de transporte resulta na formação de leitos. A sedimentologia estuda esses leitos que podem ser preservados como estruturas sedimentares e, assim, fornecer informações sobre os processos ocorridos no momento de seu depósito.

Os fatores como o tamanho e morformetria da bacia hidrográfica de lago ou lagoa e sua hidrologia influenciam nos processos de sedimentação, ressuspensão, difusão, mistura e/ou acúmulo de sedimento. Esses processos estão inteiramente ligados a distribuição dos sedimentos depositados (Håkanson, et al. 2009, Bennett e Buck 2016, Pongsivapai, et al. 2021). Segundo (Håkanson 1977), os leitos de lagos possuem três zonas distintas. A zona de erosão, caracterizada pela presença de sedimentos em diferentes tamanhos e não coesos; a zona de transporte, na qual a sedimentação é baixa por possuir alta energia para transportar os sedimentos, bem como facilitar o processo de ressuspensão; e por fim a zona de acúmulo, nesta zona o fluxo de energia é baixo, sendo quase nulo, favorecendo a sedimentação com baixa taxa de ressuspensão. Assim, o lugar de máxima deposição em uma bacia geológica e onde se tem a maior espessura do pacote de camadas da unidade estratigráfica chama-se depocentros (Bortolin, et al. 2020).

Esta dissertação se concentra na zona de acúmulo de sedimento, em especial nas zonas de depocentros. Com o objetivo de entender o contexto histórico de contaminação microplástica em um ambiente aquático é preciso também conhecer os locais da zona de deposição sedimentar. Trabalhos anteriores registraram coletas de testemunhos e de amostras de sedimentos em locais nos quais não era propícia a contextualização histórica de acumulação de

poluentes MPs, uma vez que eram coletados em zonas de praia, ou de alta energia com grande fluxo hídrico (Carson, et al. 2011, Corcoran, et al. 2015, Fischer, et al. 2015, Kunz, et al. 2016, Novaes, et al. 2020, Khuyen, et al. 2021) causando grande retrabalhamento e mistura das camadas sedimentares e, conseqüentemente, inviabilizando os resultados para uma interpretação cronológica.

Capítulo 2: Objetivos

O objetivo geral deste trabalho buscou compreender o processo histórico de contaminação por microplásticos (MPs) em sedimentos da Lagoa dos Patos e da Lagoa Mirim, ambos formando o sistema Patos-Mirim (SPM), e validando a presença deste contaminante como marcador do Antropoceno na região.

Nesse contexto, foram definidos objetivos específicos que buscassem atender este objetivo:

1. Diferenciar verticalmente os ambientes de deposição para o Holoceno e Antropoceno a partir da presença de MPs nos sedimentos;
2. Estimar a distribuição vertical dos MPs em testemunhos de sedimento do SPM;
3. Descrever a contaminação por MPs no processo histórico de desenvolvimento industrial/urbano e agrícola no SPM, relacionando-o quanto ao uso dos plásticos.

Capítulo 3: Área de Estudo

O presente estudo relata as análises de testemunhos coletados no sistema Patos-Mirim, formados pela Lagoa dos Patos (LP) e Lagoa Mirim (LM). Foram coletados testemunhos na LP nos pontos SL1, SG1, COC1 e PMAN1, e na LM nos pontos MIR2 e MIR4. Os pontos COC1 e PMAN1 estão localizados às proximidades do município de Rio Grande e diversas atividades antropogênicas são realizadas nessa região, dentre as quais se destacam as atividades portuárias na manutenção do porto por dragagem, transporte de cargas, e diversos produtos químicos. As indústrias que se desenvolveram em torno do Porto de Rio Grande incluem embalagens de alimentos, fabricas de fertilizantes, refinarias e estaleiros (Niencheski, et al. 2014, da Rosa Quintana e Mirlean 2019). O Ponto SG1, situado mais próximo à cidade de Pelotas e do canal São Gonçalo, recebe influência principalmente de contaminantes urbanos da cidade, vindas do crescimento urbano e industrial, e também da conexão com a LM.

O ponto SL1, localizado próximo ao canal São Lorenzo, recebe influência da região central da LP, sendo esta principalmente relacionada com seu desenvolvimento agrícola. Assim como o ponto SL1, os pontos MIR2 e MIR4, na

LM, também são influenciados pelo desenvolvimento agrícola ocorrido ao longo dos anos, principalmente pelo crescimento da produção de arroz.

A LP é considerada o maior sistema lagunar da América do Sul, com forte influência da pluma estuarina. Esta laguna possui cinco rios principais que desagüam significativamente dentro do sistema estuarino: o rio Jacui, o rio Gravataí, o rio dos Sinos, o rio Guaíba e o rio Camaquã, sendo o rio Guaíba usado como descarga de efluentes industriais vindas da capital do estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, e o rio Camaquã usado nas atividades de irrigação e produção de arroz, além de uma significativa descarga das atividades industriais (Dias e Quadros 2017). Além disso, a LP possui conexão com a LM (considerado um dos maiores complexos de ambiente lacustre do Brasil) na qual suas águas perpassam as fronteiras entre Brasil e Uruguai formando o sistema lagunar Patos-Mirim. Segundo Kjerfve (1986), o estuário apresenta uma única e estreita conexão com o mar, sendo este considerado o maior do tipo estrangulado, o que restringe a influência de marés (amplitude de 0,47 m) (Möller, et al. 2001) predominando a fração silte em quase todo o estuário e alta concentração de material em suspensão (Calliari, et al. 2009).

A LP, nome derivado dos índios Patos que antes viviam às margens da região (Ihering 1995), limita-se desde a ilha da Feitoria até a construção dos moles (conexão com o oceano Atlântico) numa área de aproximadamente 10360 Km² (Niencheski, et al. 2014), podendo chegar a uma profundidade média de 15 metros pelos canais de navegação.

Esta região, de forma genérica, está sujeita a vários sistemas climáticos nos quais estão associados na ocorrência de frentes frias e anomalias climáticas (como *El Niño* e *La Niña*), causando variações bruscas de temperatura e precipitação (Garcia, et al. 2003, Garcia, et al. 2004), e também na determinação dos padrões de circulação atmosféricos de grande escala, influenciando diretamente na sazonalidade das condições atmosféricas, ou seja, ao longo das estações do ano. Em média a variação de descarga de água doce na Lagoa dos Patos é de 700 a 3000 m³.s⁻¹ durante o inverno e primavera, e a hidrodinâmica da lagoa depende sobretudo da relação entre a descarga fluvial e ação dos ventos (Moller Jr, et al. 1996, Fernandes, et al. 2002).

A LM, como antes supramencionado, ligada com suas complexas áreas úmidas, formam uma das principais bacias hidrográficas transfronteiriças sul-

americana, sendo suas águas compartilhadas entre os países Uruguai e Brasil. A LM possui grande importância econômica e ecológica para o Estado do Rio Grande do Sul e para o Uruguai (de Oliveira, et al. 2015). Na década de 1970, foram realizados estudos promovidos pelos Governos Brasileiro e Uruguaio através da UNDP/FAO/CLM (United Nations Development Program/Food Agricultural Organization/ Comissão da Lagoa Mirim) e publicadas como boletins técnicos e notas técnicas, apresentando resumos climatológicos, dados sobre os regimes de chuvas, evaporação, níveis e descargas (SUDESUL 1974). Machado (2002, 2007) em seus estudos também mostrou a importância da conexão da LM e o LP pelo canal de São Gonçalo, com compilações de dados históricos de precipitação e vazão entre o canal e a LM, que se alternam entre superavit e deficit de disponibilidade hídrica, principalmente entre os períodos de novembro a março, isso além das mudanças de longo período ocorrentes na LM que estão associadas aos fenômenos El Niño (Hirata, Möller Junior e Mata 2010). De Oliveira et al. (2015) concluíram em seus estudos que a LM atua como um grande reservatório de água doce e que o alto aporte fluvial e a baixa descarga faz com que os tempos de descarga da LM sejam muito altos variando entre 195 e 1500 dias.

A grande malha hidrográfica da LM é alimentada por abundante precipitação na bacia de recepção, com níveis que oscilam entre 2 a 3 metros, produzindo alagamento nas planícies aluviais (de Oliveira, et al. 2015). Segundo Vieira et al. (1988), o volume da lagoa pode alcançar até $17 \times 10^9 \text{ m}^3$, podendo variar de acordo com as condições hidrológicas e também da vazão do canal do São Gonçalo.

Por estar localizada em uma região complexa, por sua importância política, a LM possui também importância econômica ligadas à indústria, à pecuária, e, principalmente, à agricultura na produção e irrigação de arroz e soja tanto no território uruguaio como brasileiro, que vem crescendo nos últimos anos. Segundo ACA (2020), foi por volta de 1930 que se intensificou a agricultura na região, e em 1960 a introdução de novas técnicas para o aumento na produção, adotando uso de máquinas e atraindo grandes levas de trabalhadores. Um marco importante para o sistema Patos-Mirim foi a construção da Barragem-Eclusa no canal de São Gonçalo em 1977, que impossibilitou a entrada de água salgada do ELP para a LM (Gouvêa, et al. 2010), que antes inutilizava as águas

para o abastecimento público e a partir disso possibilitou ainda o processo de irrigação e produção de arroz para região. Em consequência disso, aliado às escassas atividades florestais na bacia, a erosão na região é máxima, estando esta associada aos campos de arroz, induzindo uma distribuição de maior carbono orgânico nos solos superficiais e subsuperficiais nos sedimentos circundantes da LM (Bueno 2021).

Um outro fator marcadamente relevante para este estudo é a cidade de Pelotas localizada junto ao canal São Gonçalo. A ocupação e povoamento de Pelotas está ligado ao desenvolvimento da agricultura e pecuária (Britto 2011). É neste contexto que a ocupação no extremo sul do Brasil se desenvolve com concessões das sesmarias (terrenos pertencentes a cora portuguesa e entregues para ocupação) para o desenvolvimento dos setores de pecuária, couros, charque e pele até os anos do século XIX, quando no ano de 1888, com a abolição da escravatura, a indústria de charque recebeu grande impacto, uma vez que a maior parte da mão de obra era escrava (Britto 2011, Schumann e Lourenço 2019). Por isso, cabe destacar que a prática dessas produções, nesse período, era base produtiva regional que permitia a capitalização e a concentração de renda.

Em meio a esse contexto, as primeiras indústrias em Pelotas ligadas aos setores de alimento, tecido, móveis e calçados surgem de maneira dispersa caracterizada pelo aparecimento de complexos industriais sem articulação em âmbito nacional, formando economias regionais isoladas, ainda no final do século XIX, originadas pela readequação do manuseio histórico no processo de fabricação da carne (Pesavento 1983, Britto 2011, Schumann e Lourenço 2019). Este isolamento decorre, em parte, da proclamação da república no ano de 1889, que dispõem para os estados da união grande autonomia e fortalecimento das oligarquias regionais, dificultando o diálogo nacional, além do processo de acumulação de capital realizado por agentes mercantis atuantes como intermediários entre a economia agropecuária colonial e os mercados consumidores das principais cidades da época na região sul: Rio Grande, Pelotas e Porto Alegre, estendendo-se nessa mesma dinâmica até o final do século XIX quando a cidade entra em um período de transição no processo de manipulação da carne (Pesavento 1983, Schumann e Lourenço 2019).

A partir de então, é importante ressaltar que o desenvolvimento

econômico na cidade de Pelotas consolidou-se com intensidade com a aplicação de créditos de desenvolvimento tanto público quanto privado que possibilitaram a inserção de capital e gerando mudanças no âmbito espacial e econômico da cidade (Schumann e Lourenço 2019). Paralelamente a esse crescimento econômico, um outro setor ganhou destaque, a agroindústria. A malha ferroviária que vinha crescendo na região facilitava o escoamento da produção das agroindústrias, tornando a cidade de Pelotas um polo regional significativo (Schumann e Lourenço 2019), além disso, aglomerados de fábricas surgiram às margens do Canal São Gonçalo e da linha férrea.

Com os avanços tecnológicos e desenvolvimento urbano, na década de 90 a agricultura familiar também passou a receber maiores incentivos na região pelo Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF) (Finatto e Salomani 2008) na base da Agroecologia, que emergiu como uma estratégia de produção que abrange os fatores de geração de renda, preservação ambiental e valorização social. As atividades de produção desenvolvidas são diversificadas, com cultivos de pêssego, fumo, hortigranjeiro, além das lavouras de rizicultura como principal atividade econômica, que de acordo com dados do IBGE no ano de 2009 a cidade de pelotas se destaca na área de produção de arroz com mais de 8 mil hectares para a sua produção.

3.1 A questão dos plásticos no Sistema Patos-Mirim

Em relação à temática dos plásticos, algumas investigações importantes vem sendo realizadas dentro do SPM, sendo aqui destacados alguns trabalhos recentemente publicados. Para a LP, um estudo teórico foi realizado por Santos (2022). Neste, os autores estimaram a quantidade de resíduos plásticos que atinge a laguna a partir de dados de produção, consumo e práticas de coleta e destino dos resíduos nacionais e regionais entre os anos de 2010 a 2017. Os resultados desse trabalho mostraram uma média anual de produção de plásticos na região da LP de 4,54 Mton, cujos principais polímeros produzidos foram PE, PP e PVC, sendo os principais produtos as garrafas, sacolas e embalagens. Um outro valor importante ressaltado pelos autores foi o consumo médio de plásticos pela população da região no valor de 1,86 Mton, onde de 7,7 a 14% deste consumo teria seu destino final o ambiente. Estes números representam uma estimativa média de 21,6 a 105,3 Kton de resíduos plásticos entrando na LP

todos os anos, o equivalente diário de 6,5 a 32,8 g de plásticos por pessoa.

Trabalhos realizados por Lara M. Pinheiro e colaboradores trazem informações de campo importantes para a região estuarina da LP, apresentando dados referentes à contaminação ambiental por macro resíduos sólidos em um ambiente de marisma, onde os plásticos representaram 92,4% do total de materiais encontrados ($5,5 \pm 6,0$ itens.m²) (Pinheiro, et al. 2021). A quantificação de meso e MPs também foi realizada nessa mesma região de marisma, tanto no sedimento superficial ($279,63 \pm 410,12$ itens.kg⁻¹ de peso seco), na coluna sedimentar ($366,92 \pm 975,18$ itens.kg⁻¹ de peso seco), bem como na água ($8,89 \pm 8,75$ itens.L⁻¹). Assim como estimado por Santos et al. (2022), os principais polímeros detectados foram PE e PP (Pinheiro, et al. 2022).

Para a LM, o trabalho realizado por Bueno et al. (2021), apresentou o efeito histórico da intensificação da agricultura para a contaminação dos sedimentos da região, sendo esta apresentada em termos de nutrientes, metais traços e MPs. Os dados de MPs apresentados nesse estudo foram revistados e inclusos na presente dissertação.

3.2 Histórico do crescimento urbano e industrial do município de Rio Grande

Segundo Salvatori et al. (1989), a vila de Rio Grande foi fundada em 1737, com a construção do Forte Jesus-Maria-José, o primeiro marco lusitano deixado em terras rio grandinas. A economia da época na vila era totalmente de agricultura de subsistência e criação de cavalos e mula, sendo a região de Pelótas e Rio Grande marcadamente dominada por latifúndios e pecuária. Em decorrência do aumento na produção econômica de produtos agropecuários como o charque e o couro para exportação, culminou na construção do primeiro porto na vila de Rio Grande em 1776 (da Cunha e Rückert 2019). A alta produção de charque, chamada de charqueada, era destinada tanto ao consumo local, como para exportação nacional e internacional (Martins 2022). Nesse período, a cidade tinha uma poluição estimada em 20309 no ano de 1780 (IBGE 2020, 2010).

Devido ao crescimento do comércio, novas relações comerciais internacionais na cidade foram permitidas (da Cunha e Rückert 2019). No ano de 1823 a configuração portuária passou por uma atualização, criando o porto, que atualmente é chamado de Porto Velho (Martins 2022). Ao longo dos anos,

em função do crescimento populacional e econômico, a cidade de Rio Grande sofreu modernização com o calçamento nas principais vias, construção de linha férrea, ampliação do Porto Velho, reestruturação do Porto Velho, melhoramento das condições do cais e aprofundamento do canal. Na década de 1870 iniciou-se a primeira fase industrial na cidade com a fundação com complexo Rheingantz, fábrica têxtil. A partir de então, outras fábricas foram surgindo de bens não duráveis como as de cigarro, charuto, e transformação de alimento (Martins 2022), além disso, nesse período, a cidade contava com uma população aproximada de 446 mil habitantes. (IBGE 2020, 2010).

Na década de 1890, um novo projeto portuário se iniciou, com o aprofundamento do canal e construção do novo porto e dos molhes, sendo a criação do porto mais moderno, denominado historicamente de Porto Novo em 1891, localizado mais ao sul da cidade e mais próximo dos Molhes (Mesquita 2016). No início do século XX, novas fábricas estrangeiras passaram a comercializar dentro da cidade de Rio Grande, principalmente após a conclusão da obra dos molhes em 1915 e da ampliação do Porto Novo para mais 2 Km de cais. Em 1937, na cidade de Rio Grande, começou a construção da primeira refinaria de petróleo pela indústria Ipiranga (Mesquita 2016). Esta refinaria foi instalada convenientemente junto às margens do Saco da Mangueira devido a atração portuária. Sua principal atividade produtiva era o refino do petróleo, inicialmente importado (Martins 2022). Foi nesse período que a cidade se expandiu ainda mais, alcançando o balneário Cassino e a Vila Junção, e uma população de aproximadamente 3 milhões e 320 mil habitantes (IBGE 2020, 2010).

No período pós-guerra, as indústrias antes sucateadas e ultrapassadas passaram por um processo de reequipagem, principalmente, nos setores da metalurgia, madeira, papel, couro, pele mecânica, material elétrico e de transporte. No contexto urbano, as vilas de modo geral se tornaram sinônimo de povoamento, passando a serem parte da paisagem urbana da cidade, mas com falta de infraestrutura, calçamento e sistema de esgoto e com menor valoração fundiária (Mesquita 2016, Martins 2022). Ainda nesse contexto, em 1953 foi criada a Fundação Cidade do Rio Grande, que em parceria com a Ipiranga S/A e a prefeitura de Rio Grande investiram na criação de cursos superiores e também na ampliação do Museu Oceanográfico (1973), sendo apenas em 1969,

a inauguração da Fundação Universidade de Rio Grande (FURG) – Campus Carreiro, uma importantíssima forma de ocupação do espaço urbano na periferia da cidade.

Na década de 1970, foi instaurado o Superporto de Rio Grande, com novas estruturas, novos padrões tecnológicos avançados de arquitetura para os sistemas de terminais e píeres, aprofundamento do canal para entrada de navios com calado de até 40 pés, melhorias na armazenagem e estocagem de cargas (Mesquita 2016, da Cunha e Rückert 2019). Já na estrutura econômica do estado estava ocorrendo a substituição gradual no tipo de industrialização: de bens não-duráveis para bens intermediários. Os setores mais representativos dessa mudança foi a metalurgia, a mecânica, o material elétrico e o de comunicações, que se expandiram em parte devido à modernização do setor agrícola. Além disso, no município de Triunfo, foi construído o polo Petroquímico. Na cidade de Rio Grande as empresas que mais se instalaram foram as de fertilizantes e de óleos vegetais pois eram empresas que necessitavam da proximidade do porto como forma de baratear custos (Martins 2022). Diante disso, nessa época, foi instalado na cidade o Distrito Industrial realizado pelo Programa Estadual de Desenvolvimento Industrial (Proedi) (Mesquita 2016).

Na década de 1990, o Brasil passa pela abertura da economia, o que representou um grande crescimento industrial para o país, e na cidade de Rio Grande, altos investimentos na estrutura portuária, no qual até nos tempos atuais pode ser observado com o Superporto de Rio grande, o segundo maior porto do Brasil (Martins 2022). Nesse período não houve grandes investimentos significativos no setor industrial na cidade de Rio Grande. No espaço urbano, houve o aumento com o surgimento do bairro Cidade de Águeda em 1993, que em 2003 passou a ter construções de novos loteamentos (da Rocha e Martins 2010), além do crescimento populacional que ultrapassava 9 milhões e 370 mil habitantes na cidade de Rio Grande no ano de 1993 (IBGE 2020, 2010).

Ainda na década de 2000, a cidade conta com a implantação do Polo Naval e Offshore do Rio Grande, o que garantiu para o estado do Rio Grande do Sul a sua entrada no segmento da indústria naval, sendo em 2006 a construção da Plataforma P-53 para a Petrobrás (Pires 2019). Esse novo impulso econômico, a partir da implantação do Polo Naval, atraiu empresas e trabalhadores que atavam na indústria naval, gerando para a cidade de Rio

Grande crescimento na população urbana (Domingues 2009). Em 2007, com a criação do programa federal Plano de Aceleração do Crescimento (PAC), que objetivava o crescimento econômico por intermédio de projetos de infraestrutura, o Polo Naval, o complexo Portuário e a cidade de Rio Grande receberam investimentos, este último para o setor de habitação em parceria com o Programa Minha Casa Minha Vida (PMCMV), criado em 2009.

Essa nova etapa no espaço urbano foi muito significativa para a cidade, uma vez que, o número de habitantes nesse período era de aproximadamente 10 milhões e 733 mil (IBGE 2020, 2010). Além dos novos empreendimentos do governo, outros fatores também contribuíram para o crescimento e adensamento da cidade de Rio Grande: a construção de residenciais como o Jockey Club I, Jockey Club II e Jockey Club Master em 2013; a construção do Praça Rio Grande Shopping Center (inaugurado em 2014) e o Partage Shopping Rio Grande (inaugurado em 2015). Além disso, outros projetos do PMCMV já foram entregues como no bairro São João, próximo à FURG, o residencial Bragança. Um outro empreendimento do PMCMV é no bairro Junção, que deveria ser entregue em 2019, mas em decorrência da última pandemia do COVID-19 as obras do empreendimento foram retomadas em 2020. De acordo com (Pandolfo 2018), essas novas moradias representam importante crescimento espacial da cidade.

Capítulo 4: Metodologia

4.1 Coleta e abertura de testemunhos

Os testemunhos foram coletados em seis pontos amostrais dentro do SPM, a bordo da lancha Larus da FURG (Figura 1A), os pontos MRI2 e MIR4 foram coletados na Lagoa Mirim (LM) em Dezembro de 2018 (Bueno, et al. 2021), e os pontos SL1, SG1, PMAN1 e COC1 na Lagoa dos Patos (LP) em Outubro de 2019. Os pontos de coleta foram planejados buscando obter depocentros de sedimentos finos e fontes de contaminação. As coletas foram realizadas seguindo a técnica de amostrador de núcleo (Gravity Corer) utilizando um testemunhador de 60 Kg e um tubo de PVC rígido de 3 m de comprimento e 7 cm de diâmetro com uma extremidade amolada visando penetrar o sedimento baseado no método descrito por (Romano, et al. 2018) (Figura 1B). Após a coleta do sedimento, o testemunho foi içado por um guincho e já a bordo da lancha, as extremidades dos testemunhos foram fechadas com esponja floral e lacradas com tampas de PVC. Após isso, os testemunhos foram armazenados em uma câmara frigorífica à 4°C até a sua abertura.

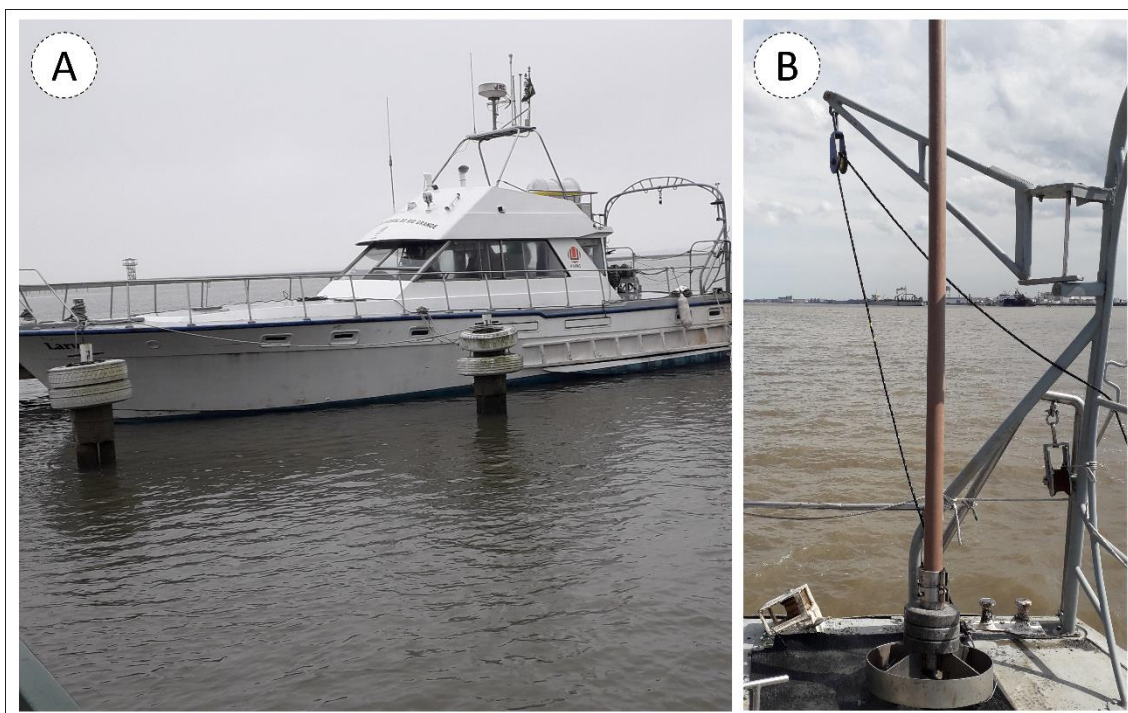


Figura 1 - Lancha Larus da Universidade Federal do Rio Grande (FURG) (A); Testemunhador a bordo da lancha Larus já conectado ao guincho (B).

A abertura dos testemunhos consistiu em um corte no eixo sagital dos tubos utilizando uma serra circular elétrica, tomando todo o cuidado necessário para que não houvesse mistura entre as camadas. Após abertos, duas metades dos testemunhos foram expostas e medidas quanto ao seu comprimento, e também foi realizado a descrição quanto aos aspectos texturais, composicionais e cor (baseada na carta de cores de Munsell) (Vilela, et al. 2016). Uma das metades foi usada para coleta de sedimento para análise de microplásticos (MPs) e datações, enquanto a outra metade foi usada para análise de granulometria (GLM), que podem ser mais bem representadas no esquema da figura 2.

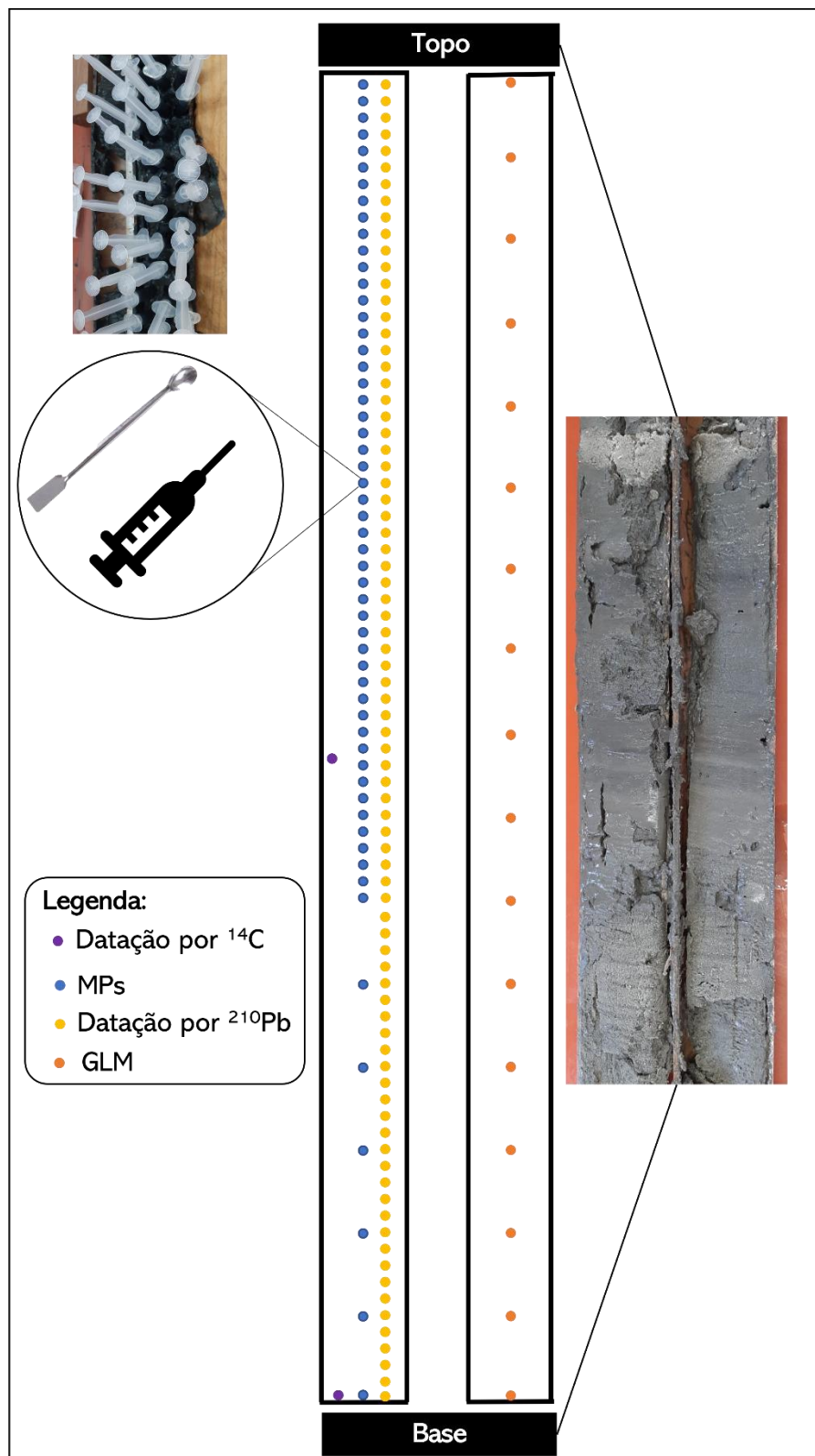


Figura 2 - Desenho esquemático das posições de coleta de dados de Microplásticos – MPs (a cada 2 cm no primeiro metro, após isso, a cada 10 cm), Granulometria – GLM (a cada 10 cm) e Datações por ^{14}C (meio e base) e ^{210}Pb (a cada 2 cm) em um testemunho do topo para a base com auxílio de seringas de 5 mL e uma espátula de metal.

4.2 Extração, isolamento e identificação de microplásticos (MPs)

A extração para a amostragem de MPs (a partir daqui, vamos tratar como potenciais MPs) foi feita através da coleta do sedimento do testemunho com o auxílio de seringas plásticas de 5 mL (com a ponta serrada) e uma espátula metálica. A coleta foi feita a cada 2 cm até uma profundidade 1 m, sedimento visivelmente pouco consolidado e recente, e após essa profundidade, as amostragens foram feitas a cada 10 cm (figura 2). Posteriormente, as amostras foram acondicionadas em tubos de Falcon (15 mL), identificadas e armazenadas a 4°C.

A etapa seguinte à extração dos potenciais MPs, é o isolamento dos potenciais MPs das amostras, no qual o sedimento contido nos tubos Falcon foram transferidos para uma estufa a 40°C até atingirem peso seco constante. As amostras foram pesadas em uma balança analítica digital (Shimadzu, 0,00001g) (Figura 3A). Assim que as amostras atingiram o peso seco constante, o sedimento foi transferido para um Becker de 50 mL e misturado com uma solução salina de NaCl (Salt - Coralife) de 1,2 g.cm⁻³ de densidade a partir da proporção de 5 mL de solução salina para cada 1 g de sedimento seco (a partir deste momento, colocamos um filtro de fibra de vidro de 0,7 µm umedecido em uma placa de petri aberta para servir de branco como controle de contaminação). Após isso, a mistura foi submetida ao método adaptado por Pinheiro et al. (2019), o qual consiste na separação por densidade dos MPs presentes em sedimentos, o que permite que todo material abaixo da densidade da solução salina flutue, incluindo MPs (Frias, et al. 2018). Para que o processo seja mais eficiente, o Becker ficou sobre um agitador magnético (Fisatom) (Figura 3B) por 15 minutos a 500 rpm e depois 15 minutos em repouso. Após esse período, filtramos o sobrenadante seguindo o método proposto por Hidalgo-Ruz et al. (2012) com modificações, fazendo o uso de 2 sistemas de filtragem (Figura 3C), cada um com filtro de fibra de vidro (Whatman) de 0,7 µm de 47 mm de diâmetro. O processo de agitar, repousar e filtrar foram repetidas três vezes no mesmo filtro com o objetivo de extrair o máximo de potenciais MPs da solução. Ainda com o sedimento restante, foi adicionado no Becker, além da solução salina, mais 5 mL de H₂O₂, e o processo de agitar, repousar e filtrar foi mais uma vez repetido. Ao final da filtração foram gotejados 5 mL de H₂O₂ (30%), com o auxílio de uma

pipeta, nos filtros com o objetivo de digerir a matéria orgânica e otimizar a visualização dos potenciais MPs na análise em microscopia (Isobe, et al. 2019). Por fim, cada filtro utilizado foi então transferido e fechado com placas de Petri e armazenado em uma estufa a 40°C por no mínimo 24h antes da análise em estereomicroscópio.

A identificação dos potenciais MPs foi realizada a partir da análise em microscopia de todos os filtros com o auxílio de um estereomicroscópio (Olympus SZX9) (Figura 3D) com câmera acoplada (Optcam) pelo qual foi possível obter as imagens, o tamanho e a área dos potenciais MPs (software OPTHD 3.7). Foram considerados potenciais MPs as partículas que obtiveram características físicas que as diferenciem de outras partículas naturais, como cores mais vibrantes, maior resistência a quebra com a pinça ou agulha, ou superfície lisa contrastante das conchas, e falta de estruturas celulares quando vista em microscópio. A avaliação tanto do filtro das amostras como também dos brancos consistiu em uma varredura total do mesmo, e para cada potencial MPs encontrado foi feita a devida identificação e caracterização como cor e formato (fragmento, fibra ou pellet) (Masura, et al. 2015), sendo que foi subtraído o potencial MPs da amostra, se o item encontrado foi similar dentro do branco. Os dados de quantidade foram usados para determinar a densidade de MPs (MPs por peso seco de sedimento). Após a caracterização, cada potencial MPs foi transferido e armazenado em eppendorfs devidamente identificado para análise de Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) com objetivo de identificar o tipo de polímero plástico (Sierra, et al. 2019).

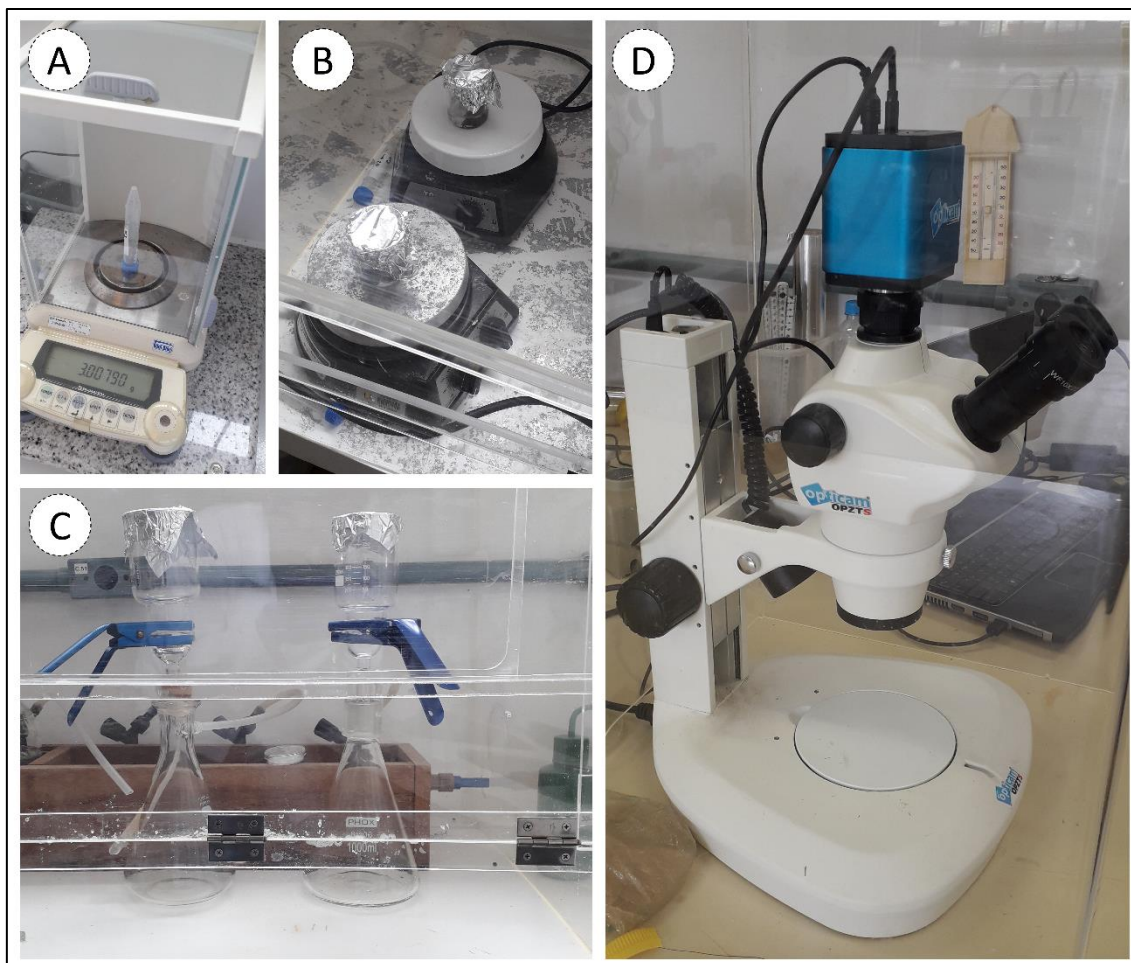


Figura 3 - Balança analítica Shimadzu (A); Agitadores magnéticos Fisatom (B); Sistema de Filtração de Vidro (C); Estereomicroscópio Olympus SZX9 com câmera acoplada (D).

4.3 Identificação dos polímeros plásticos por espectroscopia de FTIR

Para determinar se os potenciais MPs eram realmente polímeros plásticos, foi analisado um subconjunto de itens dos potenciais MPs usando um Espectrômetro Infravermelho Nicolet 6700 (Termofisher 27000-350 cm^{-1}) com interface para detector TGA, para coletas de dados via transmissão micro-FTIR (Figura 4). Todos os espectros foram configurados para coletar na faixa de 4000–450 cm^{-1} com resolução de 4 cm^{-1} . Feito a metodologia, os potenciais MPs foram classificados como “Polímeros Identificados”, “Não Identificados” e “Polímeros Possíveis”, considerando quanto a pontuação de pesquisa entre os espectros da amostra e o da biblioteca. Os Polímeros Identificados são as partículas que atingiram as pontuações na identificação do tipo de polímero no equipamento micro-FTIR, ou seja, pontuações superiores a 70% de similaridade. As partículas classificadas como Polímeros Possíveis foram aquelas que não atingiram as pontuações necessárias no equipamento de micro-FTIR, devido à

grande sensibilidade do equipamento, tamanho muito pequeno das partículas e degradação aparente. Por fim, as partículas não identificadas não foram submetidas à análise micro-FTIR devido ao tamanho muito pequeno, ou foram perdidas pelo executor da metodologia, ou simplesmente não puderam ser encontradas dentro Eppendorf de armazenamento. Diversos trabalhos registraram a utilização do equipamento de espectroscopia de FTIR para identificar o tipo de polímeros plásticos em amostras como de água do mar e sedimento (Carr, et al. 2016, Gies, et al. 2018, Brandon, et al. 2019, Martin, et al. 2020).

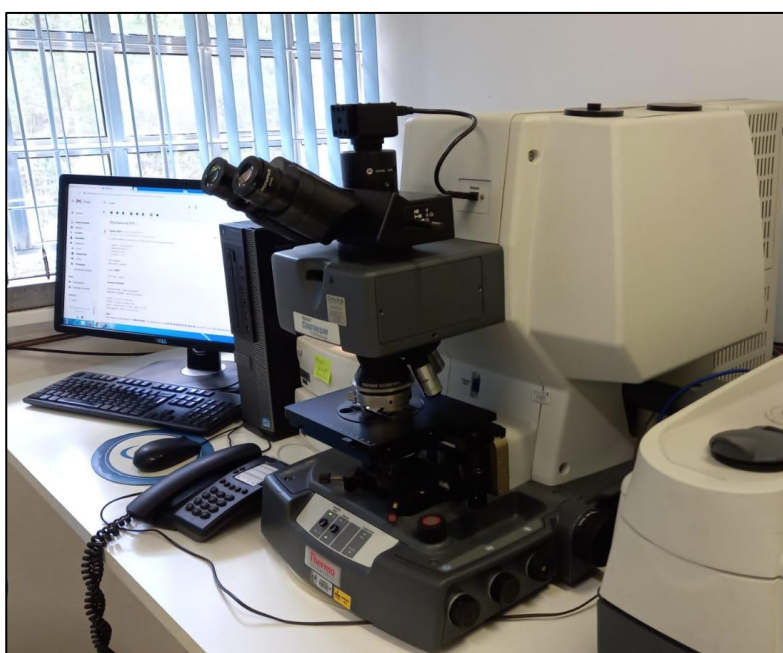


Figura 4 - Espectrômetro Infravermelho Nicolet 6700.

4.4 Datações por ^{14}C e ^{210}Pb

O sedimento dos testemunhos denominados COC1, PMAN1, SG1 e SL1 foram datados por ^{14}C de acordo com o método descrito por (Tuniz e Norton 2008). A amostragem de sedimento foi feita em 2 posições nos testemunhos: uma no meio e outra na base (Figura 2). Os dados de datação por ^{14}C foram realizados pela DirectAMS – Radiocarbon Dating Service, no qual mediram os isótopos de carbono pela técnica de espectrometria de massa com aceleradores (AMS). As amostras de sedimentos então foram primeiro dispersas e peneiradas para obter homogeneidade e tratadas com HCl para remover carbonatos, e logo em seguida foram enxaguadas até a neutralidade e finalmente liofilizadas antes da combustão. Secas as amostras, elas foram parcionadas para combustão em

CO₂ de acordo com o teor de carbono estimado, com o objetivo de gerar gás equivalente a 1-2 mg de carbono. O gás CO₂ produzido pela combustão foi então transferido para um tubo selado contendo ferro e zinco para formar grafite seguindo a reação de Bosch. O grafite é comprimido em alvos específicos do instrumento e medida por um Pelletron Compacto AMS de 500 kV da National Electrostatics Corporation 1.5 SDH.

Para determinar a datação por ²¹⁰Pb, a amostragem de sedimento dos testemunhos MIR2 e MIR4 (Bueno, et al. 2021) foi feita a cada 2 cm no testemunho (Figura 2). Os sedimentos foram datados usando o modelo Constant Rate of Supply (CRS) que é baseado em atividades não suportadas de ²¹⁰Pb e assume uma taxa de sedimentação variável de longo prazo (Appleby e Oldfield, 1983), que é caracterizado por sistemas dinâmicos. O modelo cronológico foi validado com dados de ¹³⁷Cs. Para isso, aproximadamente 10 g de amostras de sedimento foram transferidos para recipientes herméticos para contagem gama em um espectrômetro gama de baixo fundo EG&G ORTEC® (Ge hiperpuro, modelo GMX25190P). O controle de qualidade do método foi avaliado através da determinação dos radionuclídeos ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra e ¹³⁷Cs nos materiais de referência IAEA-326 (solo), IAEA-327 (solo) e IAEA-385 (sedimento marinho). Para calcular as idades de toda a coluna sedimentar, os anos derivados do modelo CRS foram ajustados a uma equação linear (R² maior que 0,95 para ambos os testemunhos). Detalhes completos sobre a cronologia do ²¹⁰Pb podem ser consultados em Bueno et al. (2021).

4.5 QC/QA

Foi tomado todo o cuidado necessário para evitar a contaminação das amostras ou contaminação cruzada: utilizando-se de cortadores e espátulas de aço inoxidáveis na abertura dos testemunhos, além dos usos de luvas de nitrila e jalecos de algodão. Dentro do laboratório, para a extração dos MPs do sedimento e a identificação deles, além dos cuidados já tomados na abertura dos testemunhos, os procedimentos de filtração, extração e identificação dos MPs foram realizados dentro de capelas de acrílicos. O sistema de filtração e as vidrarias eram corriqueiramente lavados com água destilada. Os beckeres utilizados na mistura do sedimento e a solução salina eram cobertos com papel alumínio limpo para minimizar o risco de exposição. A secagem dos filtros foi

feita em uma estufa limpa que foi totalmente separada apenas para as amostras deste trabalho. Nas filtragens, foi posto um filtro umedecido dentro da capela como branco para o controle de contaminação. Na identificação dos MPs, foi feito a varredura dos brancos dos quais os MPs parecidos em cor e tamanho, tanto nas amostras dos testemunhos como nos brancos foram subtraídos no resultado final.

4.6 Análise Estatística

Os dados das quantidades de MPs em testemunhos de sedimentos foram relatados em número de partículas por massa de sedimento seco (item g^{-1}). Os dados foram testados para normalidade e homocedasticidade usando um teste de Shapiro-Wilk e um teste de Levene, respectivamente. Como os dados não se enquadravam nessas suposições, testes de Kruskal-Wallis foram realizados para verificar diferenças significativas nas quantidades de MPs entre núcleos em áreas urbanas/industriais (SG, COC, PMAN) e agrícolas (SL, MIR2, MIR4).

Capítulo 5: Artigo Científico

Para a obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Oceanologia, é requerido que o discente realize a submissão de pelo menos um artigo científico como primeiro autor em periódico com corpo indexado. Desse modo, os resultados da pesquisa desenvolvida durante o período de mestrado e a discussão dos resultados serão apresentados em forma de artigo neste capítulo. O manuscrito de autoria de Felipe Lopes Alves, Lara Mesquita Pinheiro, Carol Bueno, Vanessa Ochi Agostini, Laura Perez, Elisa Helena Leão Fernandes, Jair Weschenfelder, Adriana Leonhardt, Marcelo Domingues, Grasiela Lopes Leães Pinho, Felipe García-Rodríguez é intitulado **The use of microplastics as a reliable chronological marker of the Anthropocene onset in Southeastern South America** e foi submetido para publicação no periódico **Science of the Total Environment**, estando este já publicado.

Estão inclusos neste trabalho dados de MPs e datações por PB²¹⁰ do artigo intitulado **The effect of agricultural intensification and water-locking on the world's largest coastal lagoonal system** dos autores Carol Bueno, Felipe

Lopes Alves, Lara Mesquita Pinheiro, Laura Perez, Vanessa Ochi Agostini, Elisa Helena Leão Fernandes, Osmar Olinto Möller, Jair Weschenfelder, Grasiela Lopes Leães Pinho, Mônica Wallner-Kersanach, Renata Rodrigues de Moura, J.M. Durán, Ismael Etchevers, Luíza Dy Fonseca Costa, Chariane Camila Werlang, Eduardo Calixto Bortolin, E. Machado, Rubens César Lopes Figueira, P.A.L. Ferreira, Carlos Francisco Andrade, Laura Rosa Fornaro e Felipe García-Rodríguez que foi publicado também no periódico **Science of The Total Environment** no ano de 2021 e está disponível no link <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149664> (© 2021 Elsevier B.V. All rights reserved.).



The use of microplastics as a reliable chronological marker of the Anthropocene onset in Southeastern South America

F.L. Alves^a, L.M. Pinheiro^b, C. Bueno^c, V.O. Agostini^d, L. Perez^b, E.H.L. Fernandes^a, J. Weschenfelder^e, A. Leonhardt^a, M. Domingues^f, G.L.L. Pinho^a, F. García-Rodríguez^{a,b,*}

^a Instituto de Oceanografia – Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, Brazil

^b College of Life and Environmental Sciences, University of Exeter, Geoffrey Pope Building, EX4 4QD, United Kingdom

^c Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República, Rocha, Uruguay

^d Regenera Moléculas do Mar, Prédio 43421, Av. Bento Gonçalves, 9500 - 117 - Agronomia, Porto Alegre, RS 91501-970, Brazil

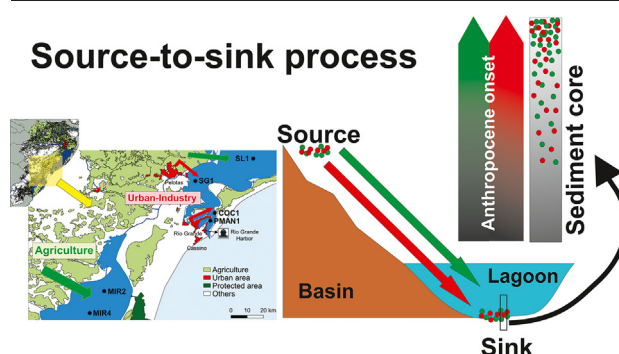
^e Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, Brazil

^f Instituto de Ciências Humanas e da Informação (ICHI), Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, Brazil

HIGHLIGHTS

- Microplastics collectively represent an emergent contamination marker.
- The chronology of the Anthropocene onset in Southeastern South America is still unknown.
- Sediment cores contain evidence on the urban-industrial and agricultural intensification process.
- Both direct historical and paleolimnological observations indicate the regional Anthropocene onset as of 1970s.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Editor: Yolanda Picó

Keywords:

Agriculture
Aquatic contamination
FT-IR spectroscopy
Holocene
Industry
Paleolimnology
Patos-Mirim system
Urbanization

ABSTRACT

Microplastics (MPs) represent an emergent contamination marker. For this reason, we analyzed the vertical distribution of MPs in six sediment cores retrieved from the Patos-Mirim System, the world's largest coastal lagoonal system. The sediment cores span from mid Holocene to present times according to both radiocarbon and lead dating and are located close to both urban/industrial and agricultural regions. We identified a basal pre-disturbance MP-free zone in all cores and an uppermost contaminated 70-cm-zone, where a general increasing trend in MPs content resembling the human anthropization process was recorded. The predominant format of MPs was fiber, followed by fragments. The most commonly identified polymers were rayon, PVC, acrylate, polycarbonate and cellophane. Urban/industrial and agricultural activities were shown as clear sources of MPs, leading to comparable MPs concentration values in the sediment cores. Thus, MPs are collectively a reliable indicator of the Anthropocene onset, and in the Patos-Mirim System the most appropriate chronology can be assigned to the beginning of 1970s, matching the intensification of anthropogenic activities in the area.

1. Introduction

According to the International Union of Geological Sciences (IUGS), the geological time scale provides a reference framework where different events in the Earth's history are represented and each division is identified

* Corresponding author at: Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, Brazil.

E-mail address: felipegr@fci.edu.uy (F. García-Rodríguez).

as a continuous sedimentary deposit (Ogg et al., 2016). The Quaternary represents the last 2.58 million yr, and it is subdivided into the Pleistocene and the Holocene (Gibbard, 2015). The Pleistocene is colloquially known as the Ice Age and spanned from about 2.58 million yr to about 11,700 yr BP, covering the most recent period of glaciations (Gibbard, 2015; Ogg et al., 2016). During the last Glacial Maximum dated at 25,000 to 18,000 yr BP, the temperature was significantly lower than those of the Holocene, and the sea level was approximately 120 m below the current level (Emiliani, 1970; Lambeck et al., 2002; Ramsay and Cooper, 2002). A global increase in temperature and consequent deglaciation flags the transition from the Pleistocene to the Holocene (Lambeck et al., 2002), which occurred approximately 11,700 yr BP, and was accompanied by a rise in sea level (Waters et al., 2016). Approximately at 6000 yr BP, the sea level reached the Holocene maximum at approximately 5 m above the current level (Angulo et al., 2006; Prieto et al., 2017; Barboza et al., 2021) but then there was a regressive phase to the current sea level (Angulo et al., 2006; Martínez and Rojas, 2013; Bracco et al., 2014; Prieto et al., 2017; Barboza et al., 2021).

The term Anthropocene, although not yet officially recognized by the IUGS, refers to a new geological epoch after the Holocene, characterized by the predominance of the anthropic footprint in the sedimentary record (Crutzen and Stoermer, 2000; Waters et al., 2016; Zalasiewicz et al., 2021). According to Zalasiewicz et al. (2011), the sum of human activities has produced an equivalent effect to the level of geological climate event, as similarly inferred for the transition Pleistocene-Holocene. While there is still no official agreement as to whether the Anthropocene is a specific segment of a geological scale such as the Holocene, the term is widely used by the scientific community. This is because it is widely accepted that the global environment has been clearly modulated by human activity, being the main cause of the most contemporary environmental change (Lewis and Maslin, 2015), and such activities are indeed reflected within the stratigraphic record. In this regard, Waters et al. (2016) reported that Holocene sediments are clearly different from those of the Anthropocene, because of a combination of aluminum, plastics, concrete, metals, pesticides and particles from fossil fuel combustion. Lewis and Maslin (2015) reported a thorough review of the major events in human history and pre-history and their impacts on stratigraphic records, focusing on continuous stratigraphic material consistent with a Global Stratotype Section and Point (GSSP). They hypothesized, evidences and the relative merits of such events indicating the “New-Old World collision” with CO₂ minima in 1610, as well as the “Great Acceleration” ¹⁴C-correlated with potential auxiliary stratotypes (including plastic) in 1964, as potential markers of the Anthropocene. Waters et al. (2016) proposed the year 1950 CE as the beginning of the Anthropocene, which coincides with the “Great Acceleration” that is characterized by a global growth in economic and technological activity, together with an increase in population, consumption of resources and absence of consistent conservation strategies (Steffen et al., 2005, 2015; Shoshitaishvili, 2021).

Among the aforementioned materials, plastics stand out for being exclusively artificial and produced mainly in the last decades. A recent estimate based on a time series from 1961 to 2017 of worldwide data on river and fisheries plastic emissions to the ocean argue that it represented a total mass of 25.3 million MT (Isobe and Iwasaki, 2022). At microscopic scale, MPs < 5 mm are virtually recorded in all natural environments due to their huge production, exaggerated use, inadequate disposal, persistence and easy dispersal (Ajith et al., 2020; Martin et al., 2022). Moreover, it is practically impossible to remove them from the sedimentary environment (Padervand et al., 2020). Thus, MPs longevity, dispersion, and accumulation capacity in sediments support their practical utility as a proxy material for dating stratigraphic sequences (Ivar do Sul and Labrenz, 2021), being therefore a stratigraphic marker of the Anthropocene notably used at a global scale (Turner et al., 2019; Yang et al., 2021; Zalasiewicz et al., 2021). Hence, the vertical distribution of MPs can be used as a proxy for inferring historical contamination trends in land use and industrial development, to identify the Anthropocene onset in the sedimentary record (Martin et al., 2022).

Microplastic contamination has been extensively described in various areas of the world, mainly in the Northern Hemisphere and in developed

countries, while developing countries in the Southern Hemisphere still need more efforts within this subject (Pinheiro et al., 2021). More specifically, in South American estuaries the input of several contaminants has been increasing during the last decades which includes microplastics, but only a few estuaries have been assessed for this type of contamination (Barletta et al., 2019; Giarrizzo et al., 2019). A recent review paper even shows no record of the use of microplastics as a proxy for sedimentary archives in South America (Martin et al., 2022). In this regard, the Patos-Mirim System, the world's largest coastal lagoonal system, holds a diversified and regionalized land use (Bueno et al., 2021; Seeliger and Odebrecht, 2010), and represents an important case study to investigate MPs as chronological marker. In fact, a pilot study recorded MPs up to 66 cm in sediment core samples from a dynamic salt marsh environment located at the mouth of the Patos Lagoon estuary (Pinheiro et al., 2022), but the temporal interpretations from undisturbed sedimentary records inside the system still remains to be investigated. In this context, the objective of this paper is to analyze the MPs distribution in several sediment cores retrieved from the Patos-Mirim System to propose them as a stratigraphic marker of the Anthropocene onset in Southeastern South America.

2. Materials and methods

2.1. The study area

2.1.1. Geomorphology, hydrography and land use

The Patos-Mirim System is located within the continental region of the Pelotas Basin on the coastal transboundary plains of southernmost Brazil and eastern Uruguay (Fig. 1). The system has an area of approximately 14,000 km², where Patos Lagoon accounts for 10,360 km² and Mirim for 3749 km² (Toldo et al., 2000; Vieira et al., 2020). The lagoons are interconnected by the 76 km-long São Gonçalo Channel, thus setting the world's largest complex of shallow coastal lagoons (Kjerfve, 1986). Such an extensive system is nourished by sediments from the Uruguayan-Sul-Riograndense Shield (Hueck et al., 2018), but also from Paleo-Mesozoic sedimentary and volcanic rocks of the Serra Geral Formation (Paraná Basin) (da Silva, 1979). The rivers of the basin flow from west to east following the slope of the watershed (Fig. 1). Despite some sediments can reach the ocean, most of them settle in the lagoonal system, representing the main final fate of the fluvial transport (da Silva, 1979; Bortolin et al., 2020).

An alluvial fan-system forms the interface between the highland source area and the low-lying coastal plain, where a series of deposits of sands and muds developed during the Quaternary are observed (Tomazelli and Villwock, 2000). Such a physiographic setting results from the sea-level changes triggered by eustatic oscillations, whose cycles modulated the coastal sedimentary systems (Dillenburg et al., 2004, 2017). The regressions exposed subaerially this coastal plain, leading to the formation of adjacent incised valleys which represented an important source of sediments to the inner shelf. Such valleys were drowned during the subsequent sea level rises and infilled with marine and estuarine sediments (Weschenfelder et al., 2014; Bortolin et al., 2018; dos Santos-Fischer et al., 2018). This process occurred several times throughout the Quaternary (Bortolin et al., 2018, 2019) to form a system of sandy coastal barriers named from oldest to youngest as Barriers I through IV (Fig. 1, Villwock et al., 1986; Tomazelli and Villwock, 2000; Dillenburg et al., 2017; Rosa et al., 2017).

Land use within the watershed is dominated by rice agricultural fields, but more recently soy is also becoming an equally dominant crop (Bueno et al., 2021). The largest urban conglomerate of the watershed is the Porto Alegre metropolitan area, with a population of about 5 million inhabitants located at the freshwater north section of Patos Lagoon (Fig. 1). On the estuarine region, the most important cities are Pelotas (population is about 350,000 inhabitants) and Rio Grande (about 200,000 inhabitants) (Fig. 2).

2.1.2. Historical anthropogenic development

The anthropization process related to population increase, onset/intensification of harbor operations, industrial and agricultural activities are

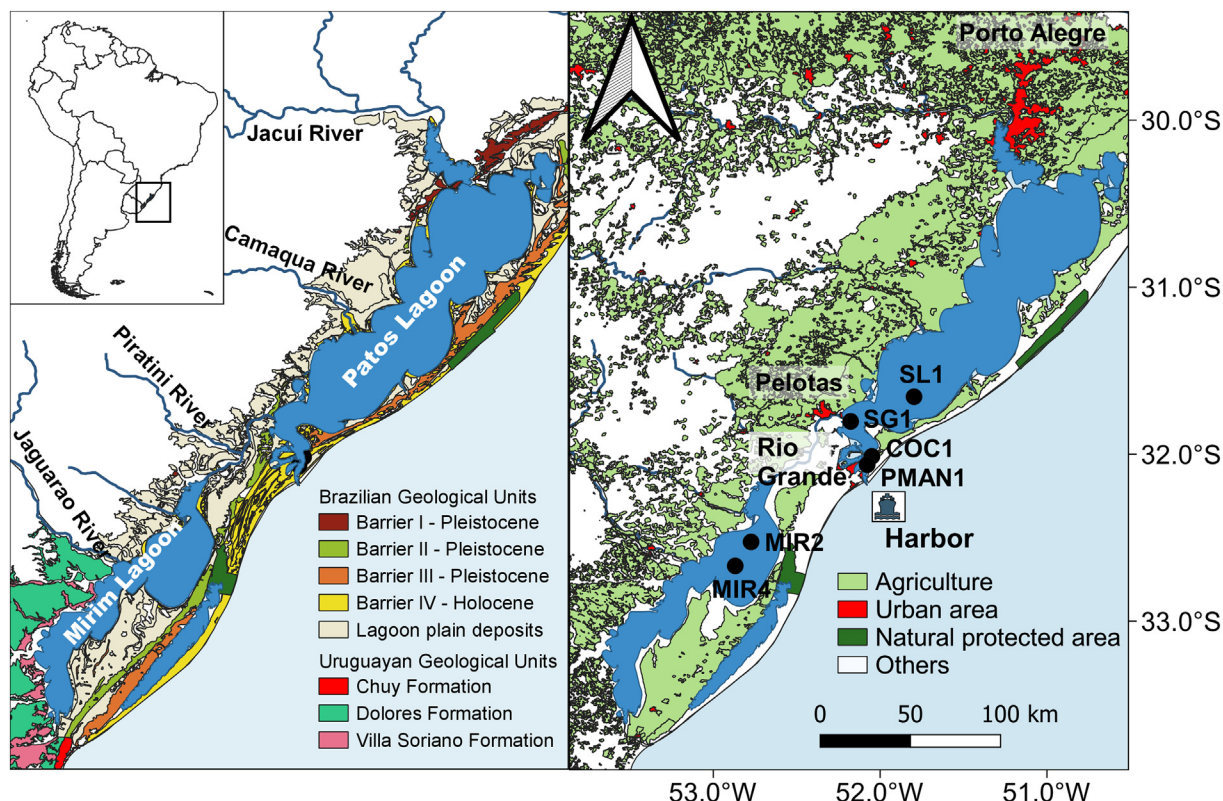


Fig. 1. Geomorphological map indicating the Quaternary barrier system and the watershed hydrographic network (left). Land use showing the extension of agricultural (rice + soy) crops and the urban/industrial areas (right). Black circles indicate coring stations close to both urban/industrial and agricultural areas.

shown in Fig. 2. The year 1920 is identified as the synchronic origin of industrial and agricultural practices, after which the slope of population increased. Although the first industries were established during early 1920s, MPs industry facilities were documented only after 1970s (Fig. 2), which is fairly synchronic with the agriculture intensification. However, the most distinct intensification of both industry and agriculture was observed after 1990 (Fig. 2).

2.1.3. Coring extraction

We retrieved six sediment cores (Fig. 1), two cores (MIR2 and MIR4) in December 2018 and four cores (SL1, SG1, PMAN1 and COC1) in October 2019 during oceanographic cruises conducted on-board the Research Vessel *Larus* using a gravity corer. Three sediment cores (SG1, PMAN1, and COC1, 2.2-, 2.14-, and 1.6-m-long, respectively) were collected within the estuarine domain of Patos Lagoon, close to the cities of Pelotas and Rio Grande, where there are industrial, urban and harbor contamination sources (Seeliger and Odebrecht, 2010). The three remaining sediment cores (MIR2, MIR4, and SL1, measuring 0.8-, 0.82-, and 2.59-m-long respectively) were taken within the limnological freshwater domain of both Mirim Lagoon and Patos Lagoon, where the most important contamination source comes from agricultural activities. Sediment cores were horizontally stored at 4 °C until opening in the lab for lithological description and MP analyses. The sediment cores were then sagittally cut with an electric oscillating saw and visually described using the Munsell chart for color classification, and then sectioned every 1-cm intervals.

2.1.4. Geochronology

Sediment samples for AMS¹⁴C dating were first dispersed and sieved to achieve homogeneity and treated with HCl to remove carbonates, and then rinsed to neutrality and finally lyophilized prior to combustion. Dry samples were portioned for combustion to CO₂ according to the estimated carbon content, with the aim of generating gas equivalent to 1–2 mg

carbon. The CO₂ produced by combustion was then transferred to a sealed tube containing iron and zinc to form graphite following the Bosch reaction. Graphite is compressed into instrument-specific targets and measured by a 500 kV National Electrostatics Corporation 1.5 SDH Compact Pelletron AMS. The laboratory number of all samples is provided in Table S1.

Recent sediments were also dated using the Constant Rate of Supply (CRS) model, which is based on unsupported ²¹⁰Pb activities and assumes a variable long-term sedimentation rate (Appleby and Oldfield, 1983), characteristic of dynamic systems. The chronological model was validated with ¹³⁷Cs data. For this purpose, approximately 10 g of sediment samples were transferred into air-sealed containers for gamma counting in an EG&G ORTEC® low-background gamma spectrometer (hyperpure Ge, model GMX25190P). The quality control of the method was assessed through the determination of the radionuclides ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra and ¹³⁷Cs in the reference materials IAEA-326 (soil), IAEA-327 (soil) and IAEA-385 (marine sediment). To calculate the ages for the whole sedimentary column, the years derived from the CRS model were adjusted to a linear equation (R^2 higher than 0.95 for all cores). Full details on the ²¹⁰Pb chronology are presented by Bueno et al. (2021).

2.1.5. Sample processing for microplastic isolation

The sediment samples collected from each layer were dried individually at 40 °C until constant weight. Their weight was then recorded, and potential plastic particles were isolated according to a density separation method adapted from Pinheiro et al. (2019). Dry sediment was transferred to a 50 mL beaker with a magnetic stirrer containing a volume of a supersaturated saline solution (NaCl, 1.2 g.cm⁻³) in a proportion of 1:5 [mass (g)/volume (mL)], where it was mixed for 15 min and then allowed to settle for 15 min to allow denser particles to sink. After the settling time, the supernatant was filtered through a fiberglass filter (47 mm diameter, 0.7 µm mesh size) using a vacuum filtration system. This was performed three times for each sample to enhance particle recovery. After this process,

each filter was washed with 5 mL of H_2O_2 (30 %) to digest organic matter and facilitate further visual analysis. Filters were dried overnight at 40 °C and then analyzed under a stereomicroscope (OPTSZ Opticam) coupled

with a camera and the Opticam Microscopia OPTH software version 3.7.11443.20180326. The lower detection limit for MPs was 0.1 mm. Particles were considered as potential plastics when showing the following characteristics: clear, homogeneous color; no cellular or other organic structure; fibers were equally thick throughout their length; and inability to shatter when softly pressed with a needle (adapted from [Hidalgo-Ruz et al., 2012](#)). Other potential particles that could not be surely attributed a synthetic nature (e.g., brown color) were also selected for further chemical analysis. All potential MPs were quantified/sorted by size (mm), color, and format.

2.1.6. Fourier-transformed infrared spectroscopy analysis

To confirm the synthetic nature of potential MPs, particles were extracted from the filters and analyzed individually under an Infrared Nicolet 6700 (ThermoFisher, 27,000–350 cm^{-1}) spectrometer with interface for TGA detector, for data collection via transmission micro-FTIR. A total of 64 scans were averaged, and the spectra were collected in the range of 4000–450 cm^{-1} at 4 cm^{-1} resolution. Representative spectra of each polymer type are now shown in a newly added Fig. S1 in the supplementary material. A polymer spectral match was considered when the search score between sample and library spectra was ≥ 0.7 , i.e., at least 70 % similarity. The particles found in the samples were classified as “Identified Polymers”, “Not identified” and “Possible Polymers”. The Identified Polymers are the particles that reached the scores in the identification of the type of polymer in the micro-FTIR equipment, that is, scores > 70 %. The particles classified as Possible Polymers were those not reaching the necessary scores in the micro-FTIR equipment, due to the great sensitivity of the equipment, too-small size of the particles and the apparent degradation. Finally, the Not identified particles did not undergo the micro-FTIR analysis because of their very small size, which were either lost by the performer of the methodology, or simply could not be found within the storage tube.

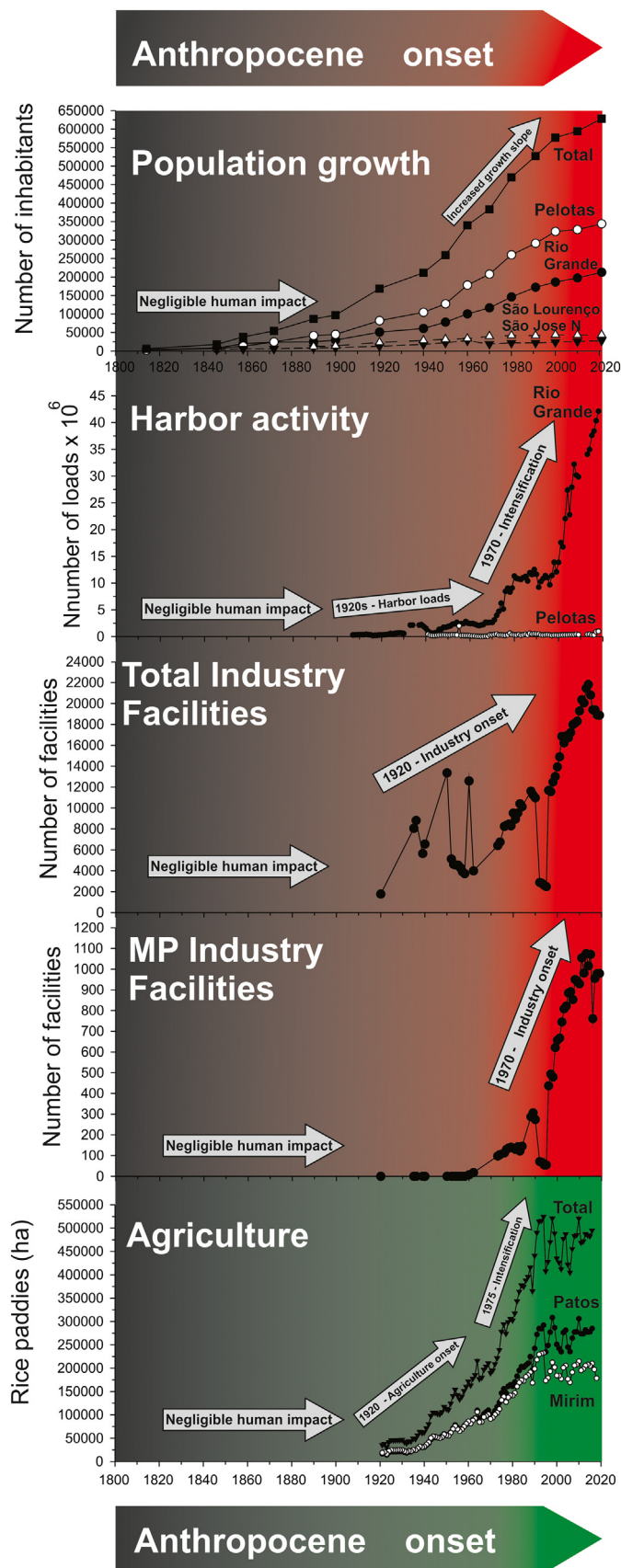
2.1.7. QC/QA

To avoid procedural or cross contamination of samples, mitigation measures were taken by using nitrile gloves and cotton lab coats were always worn during the sample analyses. Stainless steel cutters and spatulas were used to open the sediment cores. All procedures for MP isolation were carried out inside acrylic hoods to avoid airborne contamination from the laboratory. The filtration system and the glassware were routinely washed with filtered distilled water. Glassware used in all solutions were covered with clean aluminum foil to minimize the risk of exposure. A procedural blank was performed along each sample by leaving a damp filter inside the acrylic hood when manipulating a sample. The blank filter were analyzed for potential plastic particles as described above, and the quantity was subtracted from each sample according to their color and format.

2.1.8. Data analysis

Data from MPs quantities in sediment cores were reported in number of particles per mass of dry sediment (item g^{-1}). Data were tested for normality and homoscedasticity using a Shapiro-Wilk and a Levene test, respectively. Since data did not fit those assumptions, Kruskal-Wallis tests were performed to check for significant differences on MPs quantities between cores in urban/industrial (SG, COC, PMAN) and agricultural (SL, MIR2, MIR4) areas.

Fig. 2. From top to bottom: population increase, harbor activity, number of total and microplastic (MP) industry facilities and agricultural rice cultivated area. The process of Anthropocene onset is indicated with grey-to-red and grey-to-green arrows for urban/industrial and agricultural development, respectively. Source of data: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2020; IBGE, 2010), Asociación de Cultivadores de Arroz (ACA, 2017 and 2020); Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA, 2020).



3. Results

A maximum of two potential microplastics (MPs) were found in procedural blanks (Table S2). The mean total procedural contamination for all cores was 0.26 MPs per sample, i.e., no particles were detected in most procedural blanks.

The set of cores spans from middle Holocene to the present (Fig. 3), where all sediment cores showed a basal MP-free section, and an uppermost

contaminated zone. Sediment cores closer to urban/industrial point sources presented higher quantity of MPs indicated with red dots in Fig. 3, when compared to sediment cores close to agricultural areas, indicated with green dots in Fig. 3, although such a difference was not significant (Kruskal-Wallis $p = 0.301$) even when only considering layers up to zero MP occurrence (Kruskal-Wallis $p = 0.324$). Nevertheless, this section is organized accordingly in estuarine-urban and freshwater-agricultural region to explain the patterns of MP contamination. The relative abundance

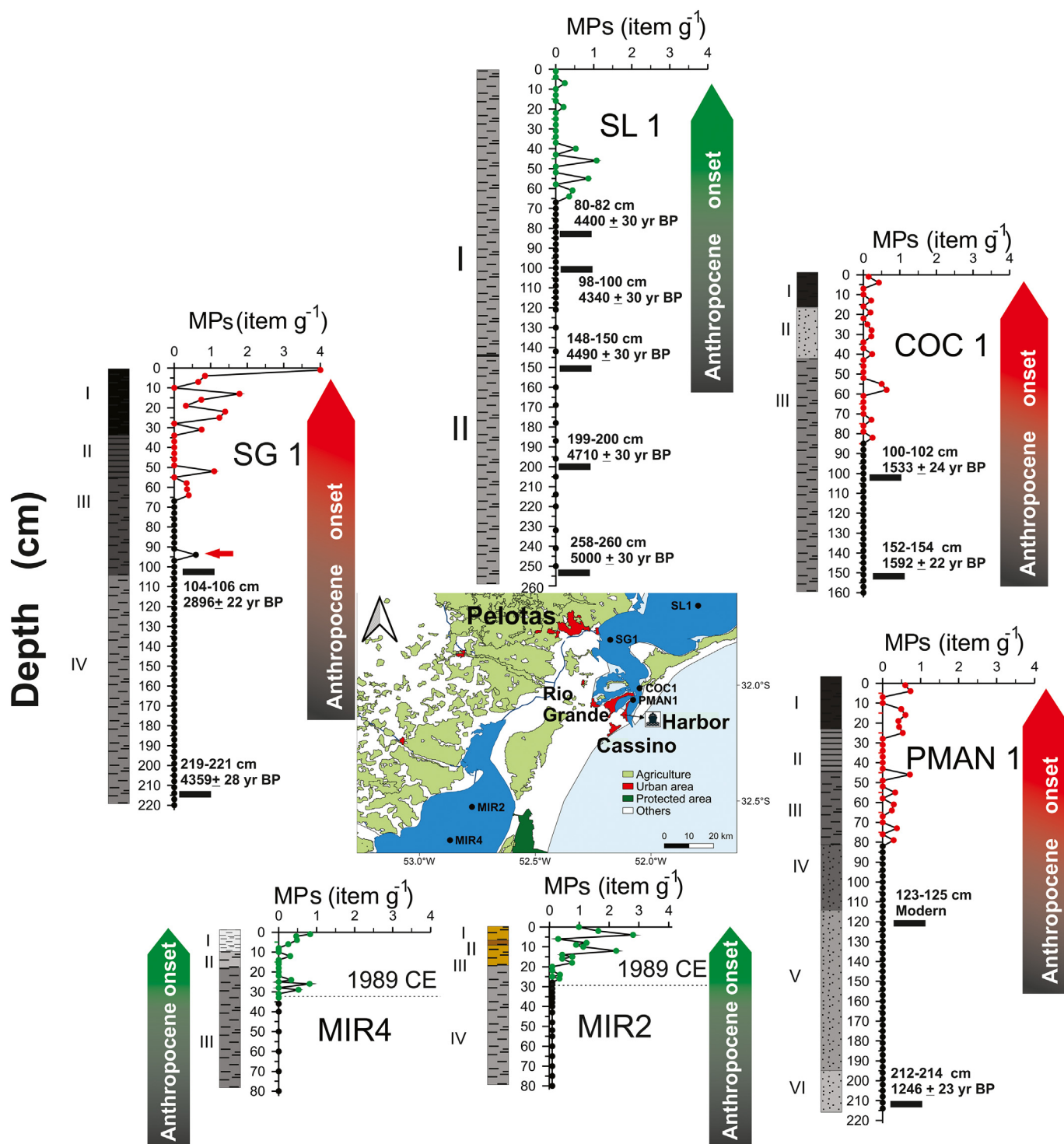


Fig. 3. Vertical distribution of MPs within all six sediment cores. Lithology and sediment age are indicated to the left and right of each graph respectively. The process of Anthropocene onset is indicated with grey-to-red and grey-to-green shaded arrows for urban/industrial and agricultural processes respectively.

and graphic examples of MPs found in the sediment cores are shown in Fig. 4a and b. The vertical distribution of each MP type per sample is shown in Fig. 5.

3.1. Estuarine urban/industrial cores

The average contamination within core SG1 was 0.19 ± 0.57 MPs g^{-1} . This core was divided into four lithological units according to color and sediment type. The basal unit was ^{14}C dated at 4359 ± 28 yr BP and consisted of grey (5 N 4/1) silty sediments and no MPs were recovered throughout. The transition to unit III was dated at 2896 ± 22 yr BP and consisted of dark grey (N3) silty sediments. This zone showed MP contamination at the basal and upper section with 0.5 items g^{-1} (Fig. 3). Unit II showed a series of laminations but no record of MPs. Finally, unit I was a black (N1) silt-clay organic layer with the highest number of MPs where an increasing trend from 1 to 4 items g^{-1} was recorded (Fig. 3). MPs were mostly blue (33.3 %) and black (14.8 %), and the predominant format was fiber (81.5 %), followed by fragments (18.5 %) (Fig. 4A). A total of 27 particles were analyzed in this core. The polymers identified were possible polymer (59.2 %), rayon (14.8 %), PVC (10 %), acrylate (7.4 %), polycarbonate (3.7 %), and cellophane (3.7 %). Only one particle was not identified as polymer in this core (Fig. 5).

In core PMAN1, the average contamination was 0.08 ± 0.19 MPs g^{-1} . The basal three units (i.e., VI, V and IV) were dominated by medium sand with noticeable changes in the sediment color, where unit VI was light grey (5Y 4/1), unit V medium grey (N5) and unit IV dark grey (N3). The

basal section of this unit was dated at 1246 ± 23 yr BP and the middle section consisted of modern sediments to which an exact radiocarbon age could be assigned (Fig. 3). This sandy section of the core did not show records of MPs. The transition to unit III showed the first MPs record within this sediment core and consisted of a grey silty layer (N3), where we observed a consistent record of MP contamination of 0.5 items g^{-1} (Fig. 3). Unit II consisted of an olive grey (5Y 4/1) laminated layer with absence of MPs. Finally, unit I consisted of unconsolidated silt dark grey (N3) organic layer with the highest MP content of the core (up to 0.8 items g^{-1}). MPs were mostly blue (60 %) and white (28 %), all fibers (Fig. 4A). A total of 25 particles were analyzed in this core. The polymers identified were possible polymer (80 %), rayon (8 %), and polyester (4 %). Two particles (8 %) were identified as not polymer in this core (Fig. 5).

Core COC1 showed an average contamination of 0.06 ± 0.13 MPs g^{-1} and was divided into three lithological zones. From bottom to top, unit III consisted of dark grey (N4) silty sediment and the interval 152–154 cm was dated at 1592 ± 22 yr BP, and the interval 100–102 cm was dated at 1533 ± 24 yr BP. The first MPs record was detected at 85 cm depth i.e., 0.2 items g^{-1} (Fig. 3). Unit II consisted of an olive grey sandy layer (5Y 4/1) with similar MP values to those reported for the upper section of unit III (Fig. 3). Finally, unit I consisted of an unconsolidated black (N2) layer with the highest MP content of the core with most MP values close to 0.3 items g^{-1} . MPs were mostly blue (57.9 %) and black (26.3 %), and the predominant format was fiber (89.5 %), followed by fragments (10.5 %) (Fig. 4A). A total of 19 particles were analyzed in this core.

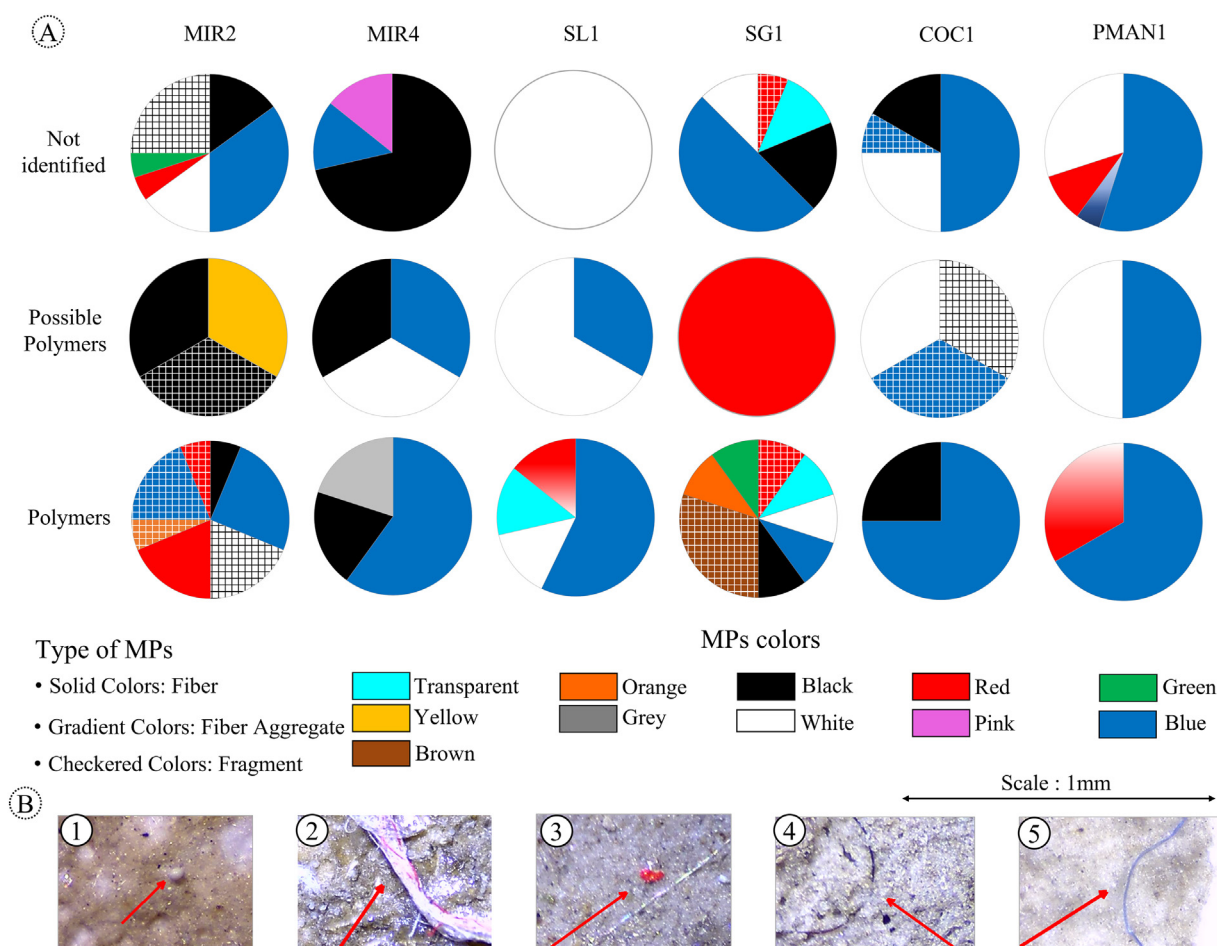


Fig. 4. Color, type and polymer identification of microplastics (MPs) for core MIR2, MIR4, SL1, SG1, COC1 and PMAN1 (a). Graphic examples of recorded MPs (b). 1: white fragment, 2: tangle of red and white colored fibers, 3: red irregular fragment, 4: black fiber, 5: blue fiber. MP classification after FTIR analysis: Identified Polymers: Particles >70 % FTIR score; Possible Polymers: Particles <70 % FTIR score; Not identified: Unidentified particles in the FTIR.

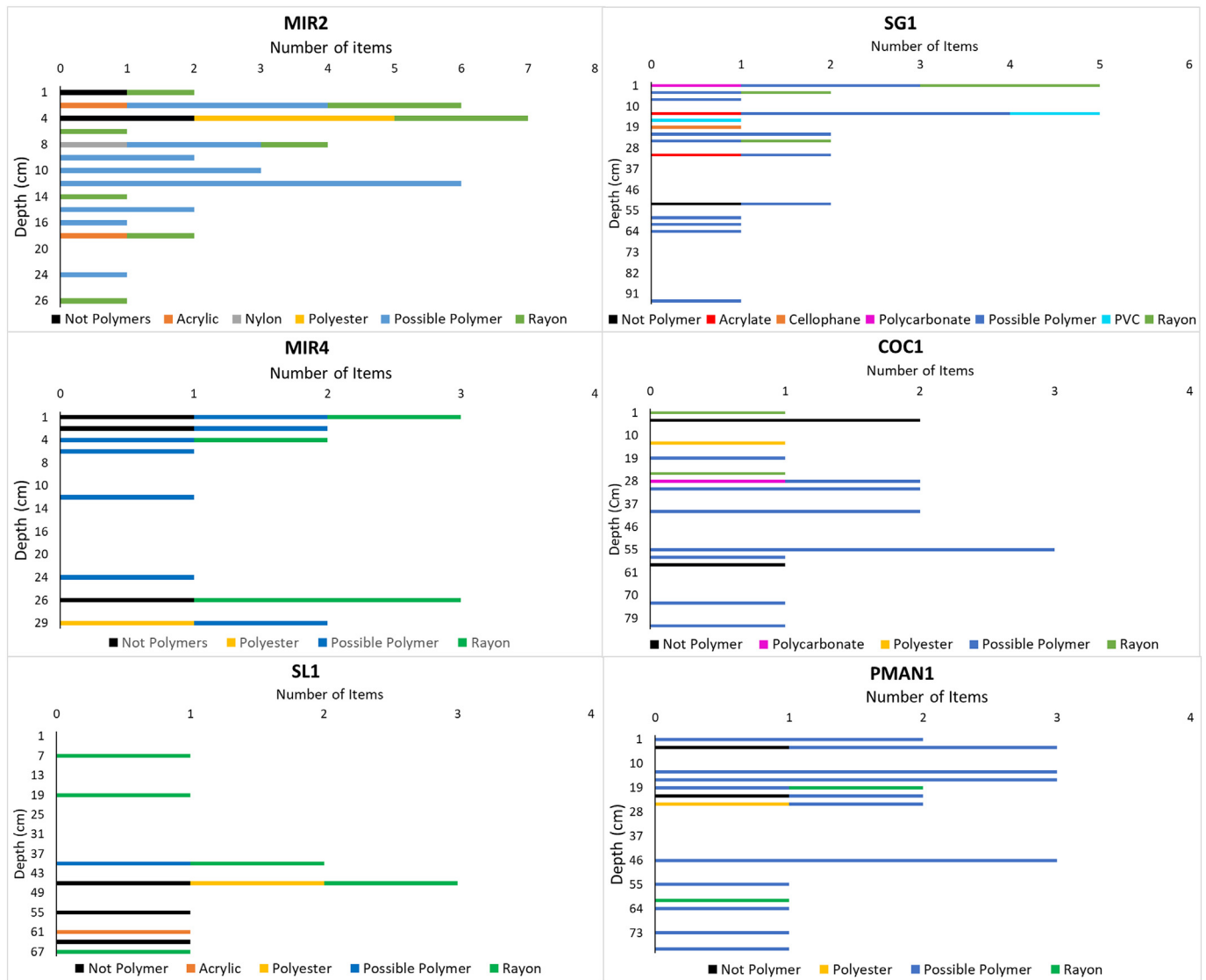


Fig. 5. Vertical distribution of microplastic polymer composition from FTIR analyses in core MIR2, MIR4, SL1, SG1, COC1 and PMAN1.

The polymers identified were possible polymer (63.1 %), rayon (10.5 %), polycarbonate (5.2 %), and polyester (5.2 %). Three particles (15.7 %) were not identified as polymer in this core (Fig. 5).

3.2. Freshwater agricultural cores

Core MIR2 showed average contamination of 0.38 ± 0.65 MPs g^{-1} through three lithological units, all represented by silty-clay sediment showing only noticeable changes in color. Unit III was dark grey (N4), unit II was grey (5Y 4/1) and unit I was a bit lighter in color (5Y5/2). The first MP appearance was observed after 1989 CE, with a concentration of 0.2 items g^{-1} (Fig. 3). Then, a decrease was observed between the layer 20–15 cm and a further increase towards the sediment surface. MPs were mostly blue (37.5 %) and white (27.5 %), and the predominant format was fiber (65 %), followed by fragments (35 %) (Fig. 4A). A total of 40 particles were analyzed in this core. The polymers identified were possible polymer (46.6 %), rayon (26.6 %), acrylate (6.6 %), nylon (6.6 %), and polyester (6.6 %). Only one particle was not identified as polymer in this core (Fig. 5).

Core MIR4 presented an average contamination of 0.18 ± 0.27 MPs g^{-1} and was divided into four lithological units dominated by silty-clay sediment, with only noticeable color changes. Unit IV was grey (5Y 3/2),

unit III was yellowish-brown (19YR 2/2), unit II was dark brown (10YR 2/2), and unit I was similar to unit III (19YR 2/2). The first MPs appearance was observed shortly after 1989 CE with an increase towards the core surface to achieve values close to 0.9 items g^{-1} (Fig. 2). MPs were mostly black (50 %) and blue (33.3 %), all fibers (Fig. 4A). A total of 15 particles were analyzed in this core. The polymers identified were possible polymer (46.6 %), rayon (26.7 %), and polyester (6.6 %). Three particles (20 %) were not identified as polymer in this core (Fig. 5).

Core SL1 was very homogeneous from the lithological point of view and consisted of greenish black 6Y 2/1 silt-clay sediment, with an average contamination of 0.06 ± 0.20 MPs g^{-1} . The only noticeable change was detected at 144 cm depth. Below this depth, the core exhibited visible less water content and higher degree of compaction than above this depth. Based on this feature, the core was divided into two lithological units (Fig. 2). The section 258–260 cm was dated at 5000 ± 30 yr BP; the section 199–200 cm at 4710 ± 30 yr BP; the section 98–100 cm at 4340 ± 30 yr BP and finally the section 80–82 cm was dated at 4400 ± 30 yr BP. The first MP appearance was detected at 65 cm depth, and other particles were detected up to 1 items g^{-1} until 40 cm depth, from where no MPs were detected except at 20 cm and 7 cm depth. MPs were mostly blue (50 %) and white (40 %), all fibers (Fig. 4A). A total of 11 particles were analyzed in this core. The polymers identified were rayon

(45.4 %), acrylic (9 %), polyester (9 %), and possible polymer (9 %). Three particles (27.2 %) were not identified as polymer in this core (Fig. 5).

4. Discussion

The regional process of economic development in the Patos-Mirim System showed a first thrust during the 1920s characterized by the synchronic onset of both industrial and agricultural activities. From 1920s to 1960s, this development process was rather slow, but after 1970 a sharp increase in the economic activities was experienced. During this intensification process, agricultural practices introduced the massive use of agrochemicals (Bueno et al., 2021) and the first plastic industry facilities were documented (Fig. 2). Therefore, from a contamination perspective, it is possible to identify a pre-disturbance MP-free zone prior to 1970, and then the onset of the MPs contamination process. According to historical information, the first MP appearance should be assigned to the beginning of 1970s (Dusaucy et al., 2021). All sediment cores showed an MP-free basal section, and an upper section with different degree and type of plastic contamination, where the estuarine and freshwater cores showed a comparable total number of items g^{-1} , and resemble the contamination source, i.e., large cities with industrial activity (Fig. 2, da Rosa Quintana and Mirlean, 2019) and agriculture (Fig. 2, Bueno et al., 2021). Hence, the set of cores analyzed in the present study represent sedimentary evidence of pre- and post-MP contamination, thus, making the use of MPs as a marker of the Anthropocene onset in this region of the world possible.

4.1. Estuarine urban/industrial cores

Although the estuarine urban cores (i.e., SG1, COC1 and PMAN1, Fig. 3) showed some sediment mixing attributed to human impacts related to harbor activities (Calliari et al., 2009) it is still possible to identify a basal MP-free pre-disturbance zone. Although core SG1 exhibited MP items recovered within the interval 65–50 cm depth, the most intense MP contamination was detected within lithological unit I, where a high number of MPs was detected. The MPs contamination in the lithological unit I is attributed to its proximity to Pelotas city (Fig. 3), which urban sanitation system is discharged into the São Gonçalo Channel, with MP contamination being transported to coring site SG1 (Figs. 2 and 3). We therefore propose that the MP contamination at 95 cm depth, indicated with a small red arrow in Fig. 3, is probably a consequence of eventual procedural contamination, but the uppermost MP contamination is indeed associated with the anthropogenic impact after 1970s.

Core PMAN1, showed a basal section which chronological context can be assigned to late Holocene (i.e., 1500 yr BP) where no MP items were recorded, and an uppermost section corresponding to modern times, with the presence of MP items. Since the lower AMS ^{14}C resolution is 50 yr (Svetlik et al., 2019) this uppermost layer surely corresponds to 1970s. Similarly to core SG1, the most intense MPs contamination of core PMAN1 was detected in the uppermost lithological unit, related to the urban impacts of the city of Rio Grande, which includes both industrial and harbor operations.

The basal (152–154 cm) and middle (98–100 cm) sections of core COC1 were both dated at about 1500 yr BP, and MP contamination was only observed above 70 cm depth. Although there is also an MP-free basal section and an uppermost contaminated layer, this sediment core is located close to a region of the estuary which is subject to several harbor operations and intense dredging activities. Therefore, the processes of sediment disturbance would not allow to use MPs as a chronological of the Anthropocene onset for this particular coring site. Niencheski et al. (2014) and Patterson and Patterson (2016) studied sedimentation rates in the estuarine zone of Patos Lagoon close to the sites of collection of COC1 and PMAN1, and both studies observed modern sedimentation rates close to 3 mm yr^{-1} , which is the lower sedimentation rate observed for this system. Considering those values, it would be possible to assume that the top 70 to 50 cm of the estuarine cores encompass the Anthropocene epoch (Waters et al., 2016; Zalasiewicz et al., 2021).

4.2. Freshwater agricultural cores

Core SL1 lies within the southernmost depocenter of Patos Lagoon, i.e., PM III (sensu Bortolin et al., 2020). The basal section to 70 cm depth encompasses middle Holocene, but the upper section shows signs of a hiatus. That is, the first appearance of MPs was observed at 65 cm depth. According to ^{210}Pb dating, in this region of the lagoon the layer 65 cm depth corresponds to 1920s CE (Bueno et al., 2019; Ivanoff et al., 2020). The mean ^{210}Pb derived recent sedimentation rates inferred by Bueno et al. (2019) and Ivanoff et al. (2020) in the freshwater zone of Patos Lagoon were 4.2 mm yr^{-1} in the north (close to the connection with Guaíba River), 5.5 mm yr^{-1} in the middle area, 4.4 mm yr^{-1} near to Camaquã River mouth, and 4.8 mm yr^{-1} in the southernmost section of the lagoon. These values are very similar to each other, and in close agreement with the results reported by Toldo et al. (2000), who had already observed modern sedimentation rates ranging from 3.5 to 8.3 mm yr^{-1} . Considering the aforementioned studies and a mean sedimentation of 5.1 mm yr^{-1} , the interval at 65 cm, where the first MP appearance was recorded, would correspond to the 1980s decade which is fairly related to the findings in Mirim Lagoon cores (Fig. 3). Therefore, we identify a sediment hiatus as a result of erosion/resuspension processes from about 4000 yr BP until the beginning of the 20th Century and the first MP appearance is accordingly assigned to this chronology. The low concentration of MP items in this region of the lagoon represents an evidence of dilution processes, given the large size of the lagoon and the long distance to urban spots.

Cores MIR2 and MIR4 were both collected within the MIR IV depocenter sensu Bortolin et al. (2020). Both cores showed similar MP distribution, and a first synchronic appearance in both cases assigned to ca. 1990 CE, which matches with the agricultural intensification process observed in the catchment of Mirim Lagoon (Bueno et al., 2021). Therefore, given the absence of urban spots, in this case, the contamination source is attributed to agriculture.

4.3. Quality of microplastics

Regarding the MPs characteristics, the variety of colors (11 in total) might be indicative of the various sources of pollution within the sampling sites. The main MP format was fiber, which corroborates with the high global and local production of polymeric fibers (Santos, 2021), and with other surveys that indicate predominance of this format over fragments in natural environments (Lima et al., 2021; Rebelein et al., 2021; Uddin et al., 2021) but also in sediment cores (Martin et al., 2022). Even though their shape could promote their persistence in the water column due to potential buoyancy, Pohl et al. (2020) indicates that fibers are mostly trapped between the settling sediment grains.

In SL1, confirmed MPs fibers were found up to 67 cm depth (Fig. 3), which might confirm the occurrence of sediment mixing processes by resuspension. In fact, reworking of sediment fibers through sediment layers were also shown by Turner et al. (2019). Similarly, Courtene-Jones et al. (2020) suggested that MP fibers are transported down with interstitial water at sandy-silty sediments sampled from the Rockall Trough, at the northern Atlantic. In this sense, sediment cores retrieved in a saltmarsh zone close to Rio Grande (southernmost area of Patos Lagoon) presented higher average MP contamination (i.e., $0.36 \pm 0.97 \text{ items g}^{-1}$) than that observed in all the lagoon cores from the present study (Pinheiro et al., 2022). The authors observed that the saltmarsh area is subject to extreme mixing processes, sediment resuspension and remobilization, which does not hold for the sediment cores collected in the present study in the central lagoon. In the cores from urban areas in the present study, such remobilization can be related to anthropogenic activities such as dredging but also due to intense currents in the main navigation channels even before the dredging activities began. In addition, the MPs in the present study were mostly concentrated in the upper layers, while Pinheiro et al. (2022) showed substantial contamination throughout their entire sediment cores up to 66 cm depth. Thus, one can consider that contamination in the estuarine channel is lower than at the estuarine salt marshes located in its margins, which can also be attributed to a less intense hydrodynamics in the channel.

Rayon is a semi-synthetic material derived from cellulose, and it is widely used as a fabric because it can imitate silk, cotton, wool, or linen. Although more rapidly decomposed in the environment than other MPs, these artificial fibers can constitute the main particle ingested for some groups of organisms (Macieira et al., 2021), causing adverse effect to aquatic organism as consequence of chemicals that are added during the process of production (Jiang et al., 2020). It seems that this polymer is a well spread contamination type within the Patos Lagoon, as it was recorded in all sediment cores. Polyester was also retrieved from all cores, also in the form of polycarbonate, thus indicating the large use of this polymer in the region. In fact, polyester products are among the most produced in the Patos Lagoon, representing nearly 800 T of plastic production in 2017 (Santos, 2021). This class of polymers can be used in electronic application, construction, and automotive industries, furnishing, for food and water containers, clothing, among others (Balaji et al., 2018; Begum et al., 2020). Other commonly produced polymers were found in cores SG1, SL1, and MIR2 such as acrylates, nylon, and PVC, which are commonly used in adhesive compounds, agriculture, fishing equipment, construction, domestic and packaging products, among other uses (Allsopp and Vianello, 2000; McKeen, 2017; Penzel et al., 2018). All these activities are present in the Patos-Mirim System, and therefore the results indicate the impact of such activities in contaminating the adjacent ecosystem. Most confirmed polymer types were found above 50 cm depth in all sediment cores. Core SG1 presented the higher variety of polymer types, with six different polymers identified. This could be related to its location near Pelotas city, the largest urban area in the estuarine area.

4.4. Microplastics as Anthropocene marker and geographical overview

The set of six cores retrieved from the Patos-Mirim System showed a clear distributional trend which allows to propose MPs as a marker of the Anthropocene onset within the world's largest system of coastal shallow lagoons. The basal section of all cores consistently showed no MPs, but the upper 70 to 80 cm section of them, did show reliable occurrence of MPs, attributed to both urban/industrial and agricultural activities. The chronology of the local process of the Anthropocene onset can be assigned to early 1970s, because of the first documented MP industry facilities, together the incorporation of massive use of agrochemicals and increased population growth slope. A global comparison with other regions of the world (Table S3, Fig. 6) indicated that the first global appearance of MPs was observed in 1930, but most records show MPs consistently after 1950.

5. Conclusion

Based on our own regional data for coastal Southeastern South America, our evidence supports the Anthropocene as a new geological epoch, which conventional regional onset chronology can be set at 1970. However, as a global epoch, we suggest that 1950 would be the most appropriate chronology.

6. Study limitations

The Patos-Mirim System is ca.14,000 km², the maximum length is almost 500 km and the maximum depth is around 5 m. The geographical

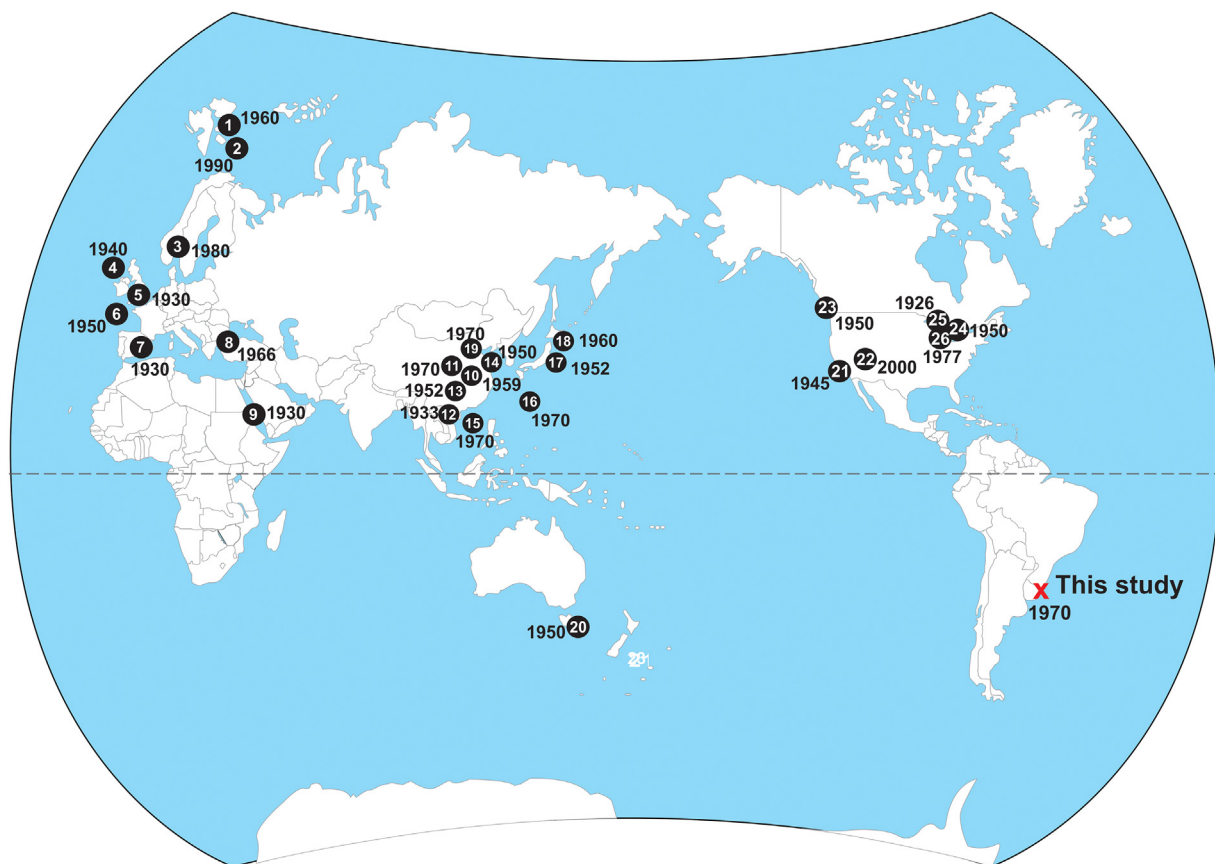


Fig. 6. Global appearance of MPs in sediment cores of marine, coastal and inland environments. The chronology of first MP appearance (in yr CE) is indicated next to each site number. Sources: 1. Collard et al. (2021), 2. Luoto et al. (2019), 3. Clayer et al. (2021), 4. Courtene-Jones et al. (2020), 5. Turner et al. (2019), 6. Martin et al. (2017), 7. Dahl et al. (2021), 8. Almas et al. (2022), 9. Martin et al. (2020), 10. Dong et al. (2020), 11. Mao et al. (2021), 12. Xue et al. (2020), 13. Wang et al. (2018), 14. Zheng et al. (2020), 15. Chen et al. (2020), 16. Lin et al. (2021), 17. Matsuguma et al. (2017), 18. Kawamura et al. (2021), 19. Li et al. (2020), 20. Willis et al. (2017), 21. Brandon et al. (2019), 22. Baldwin et al. (2020), 23. Morra (2021), 24. Belontz (2021), 25. Ballent et al. (2016), 26. Corcoran et al. (2015). References are listed in the same order as Fig. S3 from top to bottom for comparison. See Table S3 for the description of each site number and reference.

position of six permanent mud depocenters was inferred by Bortolin et al. (2020) and identified as key spots for environmental monitoring, from which we studied only two of them. It is necessary to undertake additional palaeolimnological studies in depocenters MM V and MM VI, which are located further south (Fig. 1), to acquire long-term data for the whole system. The depocenters of Patos Lagoon, i.e., PM I and PM II sensu Bortolin et al. (2020) should be studied as well, particularly close to the city of Porto Alegre (Fig. 1) which is the largest urban conglomerate in the watershed.

Data availability

Data will be made available on request.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

Thanks to Conselho Nacional de Pesquisa CNPq for the research grant to G.L.L. Pinho (304495/2019-0) J. Weschenfelder (305131/2020-6) and F. García-Rodríguez (304007/2019-6). PEDECIBA-Geociencias and SNI-ANII provided financial aid. F.L. Alves thanks Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES Brazil scholarships (CAPES/PROEX process n° 88887.372163/2019-00). L.M. Pinheiro acknowledge the support from CAPES Brazil (CAPES/PROEX process no. 88887.342890/2019-00 and CAPES/PRINT process no. 88887.374104/ 2019-00) and UK Natural Environment Research Council (grant no. NE/V005448/1). IO-FURG and the LOAD Project - Long-term analysis of Suspended Particulate Matter Concentrations Affecting port areas in Developing countries (ONR, Contract N62909-19-1-2145) provided financial support for retrieving the sediment cores during the December 2018 and October 2019 Larus expedition. We thank Anderson Rodrigues Ávila (Commander), Derici Lucas Costa (Chef), João Ribeiro do Amaral Neto (Mariner), Jesus Carlos Machado da Silva (Chief mechanic) for safely sailing us through a tough windstorm in Mirim Lagoon during the 2018 sampling. Andreia Neves Fernandes (308220/2020-0) and Raianara de Souza Gomes (post graduate student) from UFRGS for FTIR analysis. We thank Paulo Votto of the Oceanographic Institute for his long service and wish him a pleasant retirement.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159633>.

References

- ACA, A.de C.de A., 2017. *Hitos del Cultivo de arroz*. Arroz, pp. 30–31.
- ACA, A.C.de A., 2020. Datos Estadísticos. Evolución del Cultivo de arroz. Evolución de área por departamento [WWW document]. <http://www.aca.com.uy/datosestadisticos/>.
- Ajith, N., Arumugam, S., Parthasarathy, S., Manupoori, S., Janakiraman, S., 2020. Global distribution of microplastics and its impact on marine environment—a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 25970–25986. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09015-5>.
- Allsopp, M.W., Vianello, G., 2000. Poly(Vinyl Chloride), in: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany. <https://doi.org/10.1002/14356007.a21.717>.
- Almas, F.F., Bezirci, G., Çağan, A.S., Gökdağ, K., Çırak, T., Başaran Kankılıç, G., Paçal, E., Tavşanoğlu, Ü.N., 2022. Tracking the microplastic accumulation from past to present in the freshwater ecosystems: a case study in Susurluk Basin, Turkey. *Chemosphere* 303, 135007. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135007>.
- Angulo, R., Lessa, G., Souza, M., 2006. A critical review of mid- to late-Holocene Sea-level fluctuations on the eastern Brazilian coastline. *Quat. Sci. Rev.* 25, 486–506. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2005.03.008>.
- Appleby, P.G., Oldfield, F., 1983. The assessment of 210Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia* 103, 29–35. <https://doi.org/10.1007/BF00028424>.
- Balaji, A.B., Pakalapati, H., Khalid, M., Walvekar, R., Siddiqui, H., 2018. Natural and synthetic biocompatible and biodegradable polymers. *Biodegradable and Biocompatible Polymer Composites*. Elsevier, pp. 3–32. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100970-3.00001-8>.
- Baldwin, A.K., Spanjer, A.R., Rosen, M.R., Thom, T., 2020. Microplastics in Lake Mead National Recreation Area, USA: occurrence and biological uptake. *PLoS One* 15, e0228896. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228896>.
- Ballent, A., Corcoran, P.L., Madden, O., Helm, P.A., Longstaffe, F.J., 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Mar. Pollut. Bull.* <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.037>.
- Barboza, E.G., Dillenburg, S.R., Lopes, R.P., Rosa, M.L.C.C., Caron, F., Abreu, V., Manzolli, R.P., Nunes, J.C.R., Weschenfelder, J., Tomazelli, L.J., 2021. Geomorphological and stratigraphic evolution of a fluvial incision in the coastal plain and inner continental shelf in southern Brazil. *Mar. Geol.* 437, 106514. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2021.106514>.
- Barletta, M., Lima, A.R.A., Costa, M.F., 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in south american estuaries. *Sci. Total Environ.* 651, 1199–1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>.
- Begum, S.A., Rane, A.V., Kanny, K., 2020. Applications of compatibilized polymer blends in automobile industry. *Compatibilization of Polymer Blends*. Elsevier, pp. 563–593. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816006-0.00020-7>.
- Belontz, S.L., 2021. *An Assessment of the Spatial and Temporal Distribution of Microplastics in Surface and Subsurface Sediment of Lake Huron, North America*. University of Western Ontario (Thesis).
- Bortolin, E.C., Weschenfelder, J., Cooper, A., 2018. Incised valley paleoenvironments interpreted by seismic stratigraphic approach in Patos lagoon, southern Brazil. *Br. J. Geol.* 48, 533–551. <https://doi.org/10.1590/2317-4889201820170133>.
- Bortolin, E., Weschenfelder, J., Cooper, A., 2019. Holocene evolution of Patos lagoon, Brazil: the role of antecedent topography. *J. Coast. Res.* 35, 357. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-17-00195.1>.
- Bortolin, E.C., Weschenfelder, J., Fernandes, E.H., Bitencourt, L.P., Möller, O.O., García-Rodríguez, F., Toldo, E., 2020. Reviewing sedimentological and hydrodynamic data of large shallow coastal lagoons for defining mud depocenters as environmental monitoring sites. *Sediment. Geol.* 410, 105782. <https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2020.105782>.
- Bracco, R., Inda, H., del Puerto, L., Capdepon, I., Panario, D., Castiñeira, C., García-Rodríguez, F., 2014. A reply to “Relative Sea level during the holocene in Uruguay”. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 401, 166–170. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2013.10.012>.
- Brandon, J.A., Jones, W., Ohman, M.D., 2019. Multidecadal increase in plastic particles in coastal ocean sediments. *Sci. Adv.* 5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0587>.
- Bueno, C., Figueira, R., Ivanoff, M.D., Toldo Junior, E.E., Fornaro, L., García-Rodríguez, F., 2019. A multi proxy assessment of long-term anthropogenic impacts in Patos lagoon, southern Brazil. *J. Sediment. Environ.* 4, 276–290. <https://doi.org/10.12957/jse.2019.44612>.
- Bueno, C., Alves, F.L., Pinheiro, L.M., Perez, L., Agostini, V.O., Fernandes, E.H.L., Möller, O.O., Weschenfelder, J., Pinho, G.L.L., Wallner-Kersanach, M., Moura, R.R., Durán, J.M., Etchevers, I., Costa, L.D.F., Werlang, C.C., Bortolin, E., Machado, E., Figueira, R.C.L., Ferreira, P.A.L., Andrade, C., Fornaro, L., García-Rodríguez, F., 2021. The effect of agricultural intensification and water-locking on the world's largest coastal lagoonal system. *Sci. Total Environ.* 801, 149664. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149664>.
- Calliari, L.J., Winterwerp, J.C., Fernandes, E., Cuchiara, D., Vinzon, S.B., Sperle, M., Holland, K.T., 2009. Fine grain sediment transport and deposition in the Patos lagoon-Cassino beach sedimentary system. *Cont. Shelf Res.* 29, 515–529. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.09.019>.
- Chen, M., Du, M., Jin, A., Chen, S., Dasgupta, S., Li, J., Xu, H., Ta, K., Peng, X., 2020. Forty-year pollution history of microplastics in the largest marginal sea of the western Pacific. *Geochem. Perspect. Lett.* 42–47. <https://doi.org/10.7185/geochemlet.2012>.
- Clayey, F., Jartun, M., Buenaventura, N.T., Guerrero, J.-L., Lusher, A., 2021. Bypass of booming inputs of urban and sludge-derived microplastics in a large nordic Lake. *Environ. Sci. Technol.* 55, 7949–7958. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08443>.
- Collard, F., Husum, K., Eppe, G., Malherbe, C., Hallanger, I.G., Divine, D.V., Gabrielsen, G.W., 2021. Anthropogenic particles in sediment from an Arctic fjord. *Sci. Total Environ.* 772, 145575. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145575>.
- Corcoran, P.L., Norris, T., Ceccanese, T., Walzak, M.J., Helm, P.A., Marvin, C.H., 2015. Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. *Environ. Pollut.* 204, 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.04.009>.
- Courteney-Jones, W., Quinn, B., Ewins, C., Gary, S.F., Narayanaswamy, B.E., 2020. Microplastic accumulation in deep-sea sediments from the rockall trough. *Mar. Pollut. Bull.* 154, 111092. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111092>.
- Cruzten, P.J., Stoermer, E.F., 2000. “The Anthropocene” [WWW Document]. *Global Change Newsletter*.
- Dahl, M., Bergman, S., Björk, M., Diaz-Almela, E., Granberg, M., Gullström, M., Leiva-Dueñas, C., Magnusson, K., Marco-Méndez, C., Piñeiro-Juncal, N., Mateo, M.Á., 2021. A temporal record of microplastic pollution in Mediterranean seagrass soils. *Environ. Pollut.* 273, 116451. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116451>.
- Dillenburg, S.R., Esteves, L.S., Tomazelli, L.J., 2004. A critical evaluation of coastal erosion in Rio Grande Do Sul, southern Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.* 76, 611–623. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652004000300014>.
- Dillenburg, S.R., Barboza, E.G., Rosa, M.L.C.C., Caron, F., Sawakuchi, A.O., 2017. The complex prograded Cassino barrier in southern Brazil: geological and morphological evolution and records of climatic, oceanographic and sea-level changes in the last 7–6 ka. *Mar. Geol.* 390, 106–119. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2017.06.007>.
- Dong, M., Luo, X., Jiang, Q., Xing, X., Zhang, Q., Sun, Y., 2020. The rapid increases in microplastics in urban lake sediments. *Sci. Rep.* 10, 848. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57933-8>.
- Dusaucy, J., Gateuille, D., Perrette, Y., Naffrechoux, E., 2021. Microplastic pollution of world-wide lakes. *Environ. Pollut.* 284, 117075. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117075>.

- Emiliani, C., 1970. Pleistocene paleotemperatures. *Science* (1979) 168, 822–825. <https://doi.org/10.1126/science.168.3933.822>.
- Giarrizzo, T., Andrade, M.C., Schmid, K., Winemiller, K.O., Ferreira, M., Pegado, T., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Fearnside, P.M., 2019. Amazonia: the new frontier for plastic pollution. *Front. Ecol. Environ.* 17, 309–310. <https://doi.org/10.1002/fee.2071>.
- Gibbard, P.L., 2015. The quaternary system/period and its major subdivisions. *Russ. Geol. Geophys.* 56, 686–688. <https://doi.org/10.1016/j.rgg.2015.03.015>.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>.
- Hueck, M., Oyhanctabal, P., Philipp, R.P., Basei, M.A.S., Siegesmund, S., 2018. The Dom Feliciano Belt in Southern Brazil and Uruguay, pp. 267–302. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68920-3_11.
- IBGE, I.B.de G.e E., 2010. População no último censo.
- IBGE, 2020. Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA. Produção Agrícola Municipal. Tabela 1612 - Área plantada, área colhida, quantidade produzida, rendimento médio e valor da produção das lavouras temporárias.
- IRGA, I.R.G.do A., 2020. Produção RS Série Histórica [WWW document]. <https://irga.rs.gov.br/safra-2>.
- Isobe, A., Iwasaki, S., 2022. The fate of missing ocean plastics: are they just a marine environmental problem? *Sci. Total Environ.* 825, 153935. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153935>.
- Ivanoff, M.D., Toldo, E.E., Figueira, R.C.L., de Lima Ferreira, P.A., 2020. Use of ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs in the assessment of recent sedimentation in Patos lagoon, southern Brazil. *Geo-Mar. Lett.* 40, 1057–1067. <https://doi.org/10.1007/s00367-019-00633-8>.
- Ivar do Sul, J.A., Labrenz, M., 2021. Microplastics into the Anthropocene. *Handbook of Microplastics in the Environment*. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–16. https://doi.org/10.1007/978-3-030-10618-8_25-2.
- Jiang, X., Bai, Y., Chen, X., Liu, W., 2020. A review on raw materials, commercial production and properties of lyocell fiber. *J. Bioresour. Bioprod.* 5, 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.jobab.2020.03.002>.
- Kawamura, K., Oguri, K., Toyofuku, T., Radakovitch, O., Fontanier, C., Sasaki, K., Fujii, M., Murayama, M., 2021. Tsunami-triggered dispersal and deposition of microplastics in marine environments and their use in dating recent turbidite deposits. *Geol. Soc. Lond., Spec. Publ.* 501, 381–390. <https://doi.org/10.1144/SP501-2019-45>.
- Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. *Estuar. Var.* 63–81. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-761890-6.50009-5>.
- Lambeck, K., Esat, T.M., Potter, E.-K., 2002. Links between climate and sea levels for the past three million years. *Nature* 419, 199–206. <https://doi.org/10.1038/nature01089>.
- Lewis, S.L., Maslin, M.A., 2015. Defining the anthropocene. *Nature* 519, 171–180. <https://doi.org/10.1038/nature14258>.
- Li, J., Huang, W., Xu, Y., Jin, A., Zhang, D., Zhang, C., 2020. Microplastics in sediment cores as indicators of temporal trends in microplastic pollution in Andong salt marsh, Hangzhou Bay, China. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 35, 101149. <https://doi.org/10.1016/j.rsm.2020.101149>.
- Lima, A.R.A., Ferreira, G.V.B., Barrows, A.P.W., Christiansen, K.S., Treinish, G., Toshack, M.C., 2021. Global patterns for the spatial distribution of floating microfibers: Arctic Ocean as a potential accumulation zone. *J. Hazard. Mater.* 403, 123796. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123796>.
- Lin, J., Xu, X.-M., Yue, B.-Y., Xu, X.-P., Liu, J.-Z., Zhu, Q., Wang, J.-H., 2021. Multidecadal records of microplastic accumulation in the coastal sediments of the East China Sea. *Chemosphere* 270, 128658. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128658>.
- Luoto, T.P., Rantala, M.V., Kivilä, E.H., Nevalainen, L., Ojala, A.E.K., 2019. Biogeochemical cycling and ecological thresholds in a High Arctic lake (Svalbard). *Aquat. Sci.* 81, 34. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0630-7>.
- Macieira, R.M., Oliveira, L.A.S., Cardozo-Ferreira, G.C., Pimentel, C.R., Andrades, R., Gasparini, J.L., Sarti, F., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Gomes, L.C., Giarrizzo, T., 2021. Microplastic and artificial cellulose microfibrils ingestion by reef fishes in the Guarapari Islands, southwestern Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 167, 112371. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112371>.
- Mao, R., Song, J., Yan, P., Ouyang, Z., Wu, R., Liu, S., Guo, X., 2021. Horizontal and vertical distribution of microplastics in the wuliangsuhai Lake sediment, northern China. *Sci. Total Environ.* 754, 142426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142426>.
- Martin, J., Lusher, A., Thompson, R.C., Morley, A., 2017. The deposition and accumulation of microplastics in marine sediments and bottom water from the Irish continental shelf. *Sci. Rep.* 7, 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11079-2>.
- Martin, C., Baalkhuyur, F., Valluzzi, L., Saderne, V., Cusack, M., Almahasheer, H., Krishnakumar, P.K., Rabaoui, L., Qurban, M.A., Arias-Ortiz, A., Masqué, P., Duarte, C.M., 2020. Exponential increase of plastic burial in mangrove sediments as a major plastic sink. *Sci. Adv.* 6. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5593>.
- Martin, J., Lusher, A.L., Nixon, F.C., 2022. A review of the use of microplastics in reconstructing dated sedimentary archives. *Sci. Total Environ.* 806, 150818. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150818>.
- Martínez, S., Rojas, A., 2013. Relative Sea level during the holocene in Uruguay. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 374, 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2013.01.010>.
- Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Weerts, S., Newman, B., 2017. Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 73, 230–239. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0414-9>.
- McKeen, L.W., 2017. Polyolefins, polyvinyls, and acrylics. *Permeability Properties of Plastics and Elastomers*. Elsevier, pp. 157–207. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-50859-9.00009-9>.
- Morra, J., 2021. Characterizing Microplastic Pollution in Aquatic Sediments from Southwestern British Columbia. Simon Fraser University.
- Niencheski, L.F., Moore, W.S., Windom, H.L., 2014. History of human activity in coastal southern Brazil from sediment. *Mar. Pollut. Bull.* 78, 209–212. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.042>.
- Ogg, J.G., Ogg, G.M., Gradstein, F.M., 2016. *A Concise Geologic Time Scale*. Elsevier.
- Padervand, M., Lichtfouse, E., Robert, D., Wang, C., 2020. Removal of microplastics from the environment. A review. *Environ. Chem. Lett.* 18, 807–828. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-00983-1>.
- Patterson, E.W., Patterson, E., 2016. Stocks and Sources of Carbon Buried in the Salt Marshes and Seagrass Beds of Patos Lagoon, Southern Brazil Stocks and Sources of Carbon Buried in the Salt Marshes and Seagrass Beds of Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil An Honors Thesis The Faculty of. Bates College.
- Penzel, E., Ballard, N., Asua, J.M., 2018. Polyacrylates. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, pp. 1–20. https://doi.org/10.1002/14356007.a21_157.pub2.
- Pinheiro, L.M., Monteiro, R.C.P., Ivar, J.A., Costa, M.F., 2019. Do beachrocks affect microplastic deposition on the strandline of sandy beaches? *Mar. Pollut. Bull.* 141, 569–572. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.010>.
- Pinheiro, L.M., Agostini, V.O., Lima, A.R.A., Ward, R.D., Pinho, G.L.L., 2021. The fate of plastic litter within estuarine compartments: an overview of current knowledge for the transboundary issue to guide future assessments. *Environ. Pollut.* 279, 116908. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116908>.
- Pinheiro, L.M., Britz, L.M.K., Agostini, V.O., Pérez-Parada, A., García-Rodríguez, F., Galloway, T.S., Pinho, G.L.L., 2022. Salt marshes as the final watershed fate for meso- and microplastic contamination: a case study from southern Brazil. *Sci. Total Environ.* 838, 156077. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156077>.
- Pohl, F., Eggenhuisen, J.T., Kane, I.A., Clare, M.A., 2020. Transport and burial of microplastics in deep-marine sediments by turbidity currents. *Environ. Sci. Technol.* 54, 4180–4189. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07527>.
- Prieto, A.R., Mourelle, D., Peltier, W.R., Drummond, R., Vilanova, I., Ricci, L., 2017. Relative Sea-level changes during the holocene in the Río de la Plata, Argentina and Uruguay: a review. *Quat. Int.* 442, 35–49. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2016.02.044>.
- Ramsay, P.J., Cooper, J.A.G., 2002. Late Quaternary Sea-level change in South Africa. *Quat. Res.* 57, 82–90. <https://doi.org/10.1006/qres.2001.2290>.
- Rebelein, A., Int-Veen, I., Kammann, U., Scharnsack, J.P., 2021. Microplastic fibers — underestimated threat to aquatic organisms? *Sci. Total Environ.* 777, 146045. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146045>.
- da Rosa Quintana, G.C., Mirlean, N., 2019. Record of hg pollution around outset of colonization in southern Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 191, 256. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7404-5>.
- Rosa, M.L.C.da C., Barboza, E.G., Tomazelli, L.J., Dillenburg, S.R., Abreu, V.dos S., 2017. High-Frequency Sequences in the Quaternary of Pelotas Basin (coastal plain): a record of degradational stacking as a function of longer-term base-level fall. *Br. J. Geol.* 47, 183–207. <https://doi.org/10.1590/2317-4889201720160138>.
- Santos, I.E.dos, 2021. Análise quali-quantitativa de resíduos plásticos de origem continental na Lagoa dos Patos a partir de dados sócio-econômicos. Universidade Federal do Rio Grande.
- dos Santos-Fischer, C.B., Weschenfelder, J., Corrêa, I.C.S., Stone, J.R., Dehnhardt, B.A., Bortolin, E.C., 2018. A drowned Lagunar Channel in the southern Brazilian coast in response to the 8.2-ka event: diatom and seismic stratigraphy. *Estuar. Coasts* 41, 1601–1625. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0373-z>.
- Seeliger, U., Odebrecht, C., 2010. O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. 1st ed. Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande.
- Shoshitaishvili, B., 2021. From anthropocene to noosphere: the great acceleration. *Earths Future* 9. <https://doi.org/10.1029/2020EF001917>.
- da Silva, M.A.M., 1979. Provenance of heavy minerals in beach sands, southeastern Brazil: from Rio Grande to chui (Rio Grande do Sul State). *Sediment. Geol.* 24, 133–148. [https://doi.org/10.1016/0037-0738\(79\)90033-2](https://doi.org/10.1016/0037-0738(79)90033-2).
- Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P., Jäger, J., Matson, P., Moore, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.J., Turner, B.L., Wasson, R.J., 2005. Global Change and the Earth System. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/b137870>.
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., Ludwig, C., 2015. The trajectory of the anthropocene: the great acceleration. *Anthropocene Rev.* 2, 81–98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>.
- Svetlik, I., Jull, A.J.T., Molnár, M., Povinec, P.P., Kolář, T., Demján, P., Pachnerova Brabcova, K., Brychova, V., Dreslerová, D., Rybníček, M., Simek, P., 2019. The best possible time resolution: how precise could a radiocarbon dating method be? *Radiocarbon* 61, 1729–1740. <https://doi.org/10.1017/RDC.2019.134>.
- Toldo, E.E., Dillenburg, S.R., Corrêa, I.C.S., Almeida, L.E.S.B., 2000. Holocene sedimentation in Lagoa dos Patos lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil. *J. Coast. Res.* 16, 816–822.
- Tomazelli, J.L., Villwock, J.A., 2000. O Cenozóico no Rio Grande do Sul: Geologia da Planície Costeira. In: Holz, M., de Ros, L.F. (Eds.), *Geologia Do Rio Grande Do Sul*. CIGO/UFRGS, Porto Alegre.
- Turner, S., Horton, A.A., Rose, N.L., Hall, C., 2019. A temporal sediment record of microplastics in an urban lake, London, UK. *J. Paleolimnol.* 61, 449–462. <https://doi.org/10.1007/s10933-019-00071-7>.
- Uddin, S., Fowler, S.W., Uddin, M.F., Behbehani, M., Naji, A., 2021. A review of microplastic distribution in sediment profiles. *Mar. Pollut. Bull.* 163, 111973. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111973>.
- Vieira, H.M., Weschenfelder, J., Fernandes, E.H., Oliveira, H.A., Möller, O.O., García-Rodríguez, F., 2020. Links between surface sediment composition, morphometry and hydrodynamics in a large shallow coastal lagoon. *Sediment. Geol.* 398, 105591. <https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2020.105591>.
- Villwock, J.A., Tomazelli, L.J., Loss, E.L., Dehnhardt, E.A., Horn, N.O., Bachi, F.A., Dehnhardt, B.A., 1986. *Geology of the Rio Grande do Sul Coastal Province*. In: Rabassa, J. (Ed.), *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula*. CRC Press, London.
- Wang, F., Nian, X., Wang, J., Zhang, W., Peng, G., Ge, C., Dong, C., Qu, J., Li, D., 2018. Multiple dating approaches applied to the recent sediments in the Yangtze River (Changjiang) sub-aqueous delta. *The Holocene* 28, 858–866. <https://doi.org/10.1177/0959683617752847>.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Steffen,

- W., Syvitski, J., Vidas, D., Wapreigh, M., Williams, M., Zhisheng, A., Grinevald, J., Odada, E., Oreskes, N., Wolfe, A.P., Ga Uszka, A., Richter, D.D., 2016. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science* (1979) 351. <https://doi.org/10.1126/science.aad2622> aad2622–aad2622.
- Weschenfelder, J., Baitelli, R., Corrêa, I.C.S., Bortolin, E.C., dos Santos, C.B., 2014. Quaternary incised valleys in southern Brazil coastal zone. *J. S. Am. Earth Sci.* 55, 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2014.07.004>.
- Willis, K.A., Eriksen, R., Wilcox, C., Hardesty, B.D., 2017. Microplastic distribution at different sediment depths in an urban estuary. *Front. Mar. Sci.* 4, 1–8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00419>.
- Xue, B., Zhang, L., Li, R., Wang, Y., Guo, J., Yu, K., Wang, S., 2020. Underestimated microplastic pollution derived from fishery activities and “Hidden” in deep sediment. *Environ. Sci. Technol.* 54, 2210–2217. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04850>.
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., Wu, C., 2021. Microplastics in freshwater sediment: a review on methods, occurrence, and sources. *Sci. Total Environ.* 754, 141948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>.
- Zalasiewicz, J., Williams, M., Haywood, A., Ellis, M., 2011. The anthropocene: a new epoch of geological time? *Philos. Trans. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.* 369, 835–841. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0339>.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Ellis, E.C., Head, M.J., Vidas, D., Steffen, W., Thomas, J.A., Horn, E., Summerhayes, C.P., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Gałuszka, A., Williams, M., Barnosky, A.D., Richter, D.de B., Gibbard, P.L., Syvitski, J., Jeandel, C., Cearreta, A., Cundy, A.B., Fairchild, I.J., Rose, N.L., Ivar do Sul, J.A., Shotyk, W., Turner, S., Wapreigh, M., Zinke, J., 2021. The anthropocene: comparing its meaning in geology (chronostratigraphy) with conceptual approaches arising in other disciplines. *Earths Future*, 9. <https://doi.org/10.1029/2020EF001896>.
- Zheng, Y., Li, J., Cao, W., Jiang, F., Zhao, C., Ding, H., Wang, M., Gao, F., Sun, C., 2020. Vertical distribution of microplastics in bay sediment reflecting effects of sedimentation dynamics and anthropogenic activities. *Mar. Pollut. Bull.* 152, 110885. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110885>.

Capítulo 6: Síntese da discussão e conclusões

Este trabalho foi um dos primeiros a ser realizado na América do Sul e o primeiro no Brasil, no que se refere a utilização de microplásticos (MPs) como marcadores do Antropoceno. Este foi realizado no maior sistema de lagoas costeiras do mundo, sistema Patos-Mirim, formado pela Lagoa dos Patos (LP) e Lagoa Mirim (LM) (RS, Brasil).

O desenvolvimento econômico da área de estudo, desde o período colonial, foi a base da agricultura e pecuária, sendo o crescimento a partir da década de 1920 com o surgimento das atividades industriais, que substituiu a pecuária, e a entrada de novos recursos para as atividades agrícolas. Depois deste período, o crescimento foi mais lento, sendo apenas a partir dos anos de 1970 que a tendência e o incentivo de aperfeiçoamento dessas atividades aumentaram consideravelmente. Este período pré-1970 foi percebido em todos os testemunhos abaixo dos 70 a 80 cm, que se caracterizou como uma zona livre de contaminação de MPs. Em contrapartida, acima dessa profundidade, a

concentração de MPs foi expressiva, sendo relacionadas ao desenvolvimento urbano/industrial das cidades adjacentes, bem como expansão da agricultura no sistema Patos-Mirim (Bueno, et al. 2021, da Rosa Quintana e Mirlean, 2019),

Trabalhos realizados por Niencheski et al. (2014) e Patterson (2016) mostraram taxas de sedimentação na região estuarina da LP próximo aos locais de coleta, em especial COC1 e PMAN1. Esses estudos observaram taxas de sedimentação modernas próximas a 3 mm ano^{-1} , que é a menor taxa de sedimentação observada para este sistema. Em face desses dados, segundo Waters et al. (2016) e Zalasiewicz et al. (2021), é possível supor que os 50 a 70 cm de profundidade dos testemunhos estuarinos abrangem a época do Antropoceno.

O testemunho SG1 apresentou rayon, PVC, acrilato, policarbonato e celofone entre os polímeros identificados, com uma média de $0,19 \pm 0,57 \text{ MPs g}^{-1}$ até os 65 cm de profundidade. Esta contaminação foi relacionada à proximidade com a cidade de Pelotas, cujo sistema de limpeza urbana é despejado no Canal São Gonçalo e assim sendo transportada até o local de deposição do testemunho.

Semelhante ao SG1, o testemunho COC1 também apresentou contaminação por MPs acima dos 70 cm de profundidade, com uma média de $0,06 \pm 0,13 \text{ MPs.g}^{-1}$, sendo estes representados pelos polímeros do tipo rayon, policarbonato e poliéster.

Para o testemunho PMAN1, a detecção de MPs também ocorreu na seção superior dos testemunhos. A média de concentração de MPs foi de $0,08 \pm 0,19 \text{ MPs.g}^{-1}$ distribuídas até os 80 cm de profundidade, sendo estes identificados como dos tipos rayon e poliéster. Semelhantemente ao testemunho SG1, a maior concentração de MPs se manteve na unidade litológica 1, vinculadas aos impactos urbanos da cidade de Rio Grande, das quais estão inseridas as operações industriais e portuárias.

Os testemunhos SL1, MIR2 e MIR4 estão sob influência de água doce, sendo a contaminação por MPs associada principalmente com atividades agrícolas. O testemunho SL1, próximo a cidade de São Lourenço do Sul, apresentou MPs a partir dos 65 cm de profundidade. Considerando uma taxa de sedimentação média de $5,1 \text{ mm.a}^{-1}$ a partir das datações por ^{210}Pb determinadas por Toldo et al. (2000), Bueno et al. (2019) e Ivanoff et al. (2020), esta

profundidade corresponderia a década de 1980. Para este testemunho, a média de detecção dos MPs foi de $0,06 \pm 0,20$ MPs.g⁻¹, com polímeros do tipo rayon, acrílico e poliéster. A baixa concentração de itens de MPs nesta região da lagoa representa uma evidência de processos de diluição, dado o grande tamanho da lagoa e a longa distância das manchas urbanas.

Os testemunhos MIR2 e MIR4 coletados dentro do depocentro da LM mostraram distribuição de MPs com médias de concentração de $0,38 \pm 0,65$ MPs.g⁻¹ e $0,18 \pm 0,27$ MPs.g⁻¹, respectivamente, distribuídos dentro dos primeiros 30 cm de profundidade em cada testemunho. Os polímeros identificados foram do tipo rayon, acrilato, poliéster e náilon no perfil sedimentar MIR2 e rayon e poliéster no perfil sedimentar MIR4. A primeira aparição sincrônica em ambos os testemunhos datam na década de 1990. Esse período coincide com o processo de intensificação agrícola observado na bacia hidrográfica da LM (Bueno, et al. 2021). Além disso, a ausência de atividades urbanas, neste caso, sugere que as atividades agrícolas sejam as fontes de contaminação.

Em relação as características físicas dos MPs encontrados no estudo, as cores variaram entre o transparente, laranja, preto, vermelho, verde, amarelo, cinza, branco, rosa, azul e marrom, dos quais estão associados a fontes difusas de contaminação. O principal formato entre os MPs encontrados foi do tipo fibra. O principal polímero encontrado em todos os testemunhos foi o rayon. Este polímero é um material semi-sintético derivado da celulose, sendo amplamente utilizado como tecido. Já o segundo polímero presente dentro do estudo foi o poliéster. Segundo Santos (2021), o poliéster e seus derivados estão entre os mais produzidos na região da Lagoa Patos, sendo ainda utilizada em aplicações eletrônicas, construção civil e indústrias automotivas, móveis, para recipientes de alimentos e água, vestuário, entre outros (Balaji, et al., 2018, Begum, et al., 2020).

De forma conjunta, os dados dos seis testemunhos estudados apresentaram uma clara tendência de distribuição de MPs estando estes concentrados nos primeiros 70 a 80 cm de profundidade. A presença de MPs foi atribuída às atividades urbano/industriais e agrícolas das regiões estudadas. Dessa forma, a cronologia para o início do Antropoceno para a área de estudo foi atribuída ao começo da década de 1970. Este período está em conformidade

como o desenvolvimento antropogênico da região de estudo.

Capítulo 7: Perspectivas futuras

Diante de uma região extensa e complexa em termos de histórico de ocupação e uso das áreas fontes de contaminação por plásticos no sistema Patos-Mirim, mostra-se necessária a coleta de novos testemunhos para uma melhor compreensão do sistema, incluindo depocentros na porção uruguaia da Lagoa Mirim, depocentros na porção central e norte da Lagoa dos Patos, bem como no bolsão de lama situado próximo à foz da Lagoa dos Patos.

Estas análises dos testemunhos, em conjunto com a investigação do contexto histórico de sua contaminação, estarão corroborando para a utilização dos microplásticos como marcadores cronológicos do Antropoceno.

Referências Bibliográfica

- ACA, Asociación Cultivadores de Arroz. 2020. Datos Estadísticos. Evolución del Cultivo de arroz. Evolución de área por departamento. Disponível em: <<http://www.aca.com.uy/datosestadisticos/>>.
- ACA, Asociación de Cultivadores de Arroz. 2017. Hitos del Cultivo de arroz. Arroz. 89, pp. 30–31.
- Ajith, N., Arumugam, S., Parthasarathy, S., Manupoori, S., Janakiraman, S. 2020. Global distribution of microplastics and its impact on marine environment—a review. *Environmental Science Pollutant Research*. 27, 25970–25986. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09015-5>.
- Albus, S. 2007. Plastic art: a precarious success story. Cologne: AXA Art.
- Allsopp, M.W., Vianello, G. 2000. Poly(Vinyl Chloride), in: *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany. https://doi.org/10.1002/14356007.a21_717.
- Almas, F.F., Bezirci, G., Çağan, A.S., Gökdağ, K., Çırak, T., Başaran Kankılıç, G., Paçal, E., Tavşanoğlu, Ü.N. 2022. Tracking the microplastic accumulation from past to present in the freshwater ecosystems: A case study in Susurluk Basin, Turkey. *Chemosphere* 303, 135007. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135007>.
- Angulo, R., Lessa, G., Souza, M. 2006. A critical review of mid- to late-Holocene sea-level fluctuations on the eastern Brazilian coastline. *Quat Sci Rev* 25, 486–506. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2005.03.008>.
- Apitz, S.E. 2012. “Conceptualizing the role of sediment in sustaining ecosystem services: Sediment-ecosystem regional assessment (SEcoRA).” *The Science of the Total Environment*, 415 ed.: 9-30. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.05.060. PMID:21762956.
- Appleby, P.G., Oldfieldz, F. 1983. The assessment of ²¹⁰Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia* 103, 29–35. <https://doi.org/10.1007/BF00028424>.
- Arnold, J.R., Libby, W.F. 1949. “Age Determinations by Radiocarbon Content: Checks with Samples of Known Age.” *Science*, 678-680. doi:10.1126/science.110.2869.678.
- Baini, M., Fossi, M.C., Galli, M., Caliani, I., Campani, T., Finoia, M.G., Panti, C. 2018. “Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany (Italy): the application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea.” *Marine Pollution Bulletin*, 543-552. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.06.016.

- Balaji, A.B., Pakalapati, H., Khalid, M., Walvekar, R., Siddiqui, H. 2018. Natural and synthetic biocompatible and biodegradable polymers, in: *Biodegradable and Biocompatible Polymer Composites*. Elsevier, pp. 3–32. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100970-3.00001-8>.
- Baldwin, A.K., Spanjer, A.R., Rosen, M.R. Thom, T. 2020. “Microplastics in lake mead national recreation area, USA: occurrence and biological uptake.” *Plos One*, e0228896. doi:10.1371/journal.pone.0228896.
- Ballent, A., Corcoran, P., Madden, O., Helm, P., Longstaffe, F. 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, pp. 1-13. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.06.037.
- Barboza, E.G., Dillenburg, S.R., Lopes, R.P., Rosa, MLC.C., Caron, F., Abreu, V., Manzolli, R.P., Nunes, J.C.R., Weschenfelder, J., Tomazelli, L.J. 2021. Geomorphological and stratigraphic evolution of a fluvial incision in the coastal plain and inner continental shelf in southern Brazil. *Marine Geology*, 437: 106514. doi: 10.1016/j.margeo.2021.106514.
- Barletta, M., Lima, A.R.A., Costa, M.F. 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Science of The Total Environment* 651, 1199–1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>.
- Barsanti, M., Garcia-Tenorio, R., Schirone, A. Rozmaric, M., Ruiz-Fernández, A.C., Sanchez-Cabeza, J.A., Delbono, I. 2020. “Challenges and limitations of the 210Pb sediment dating method: Results from an IAEA modelling interlaboratory comparison exercise.” *Quaternary Geochronology*, 1-9. doi:10.1016/j.quageo.2020.101093.
- Begum, S.A., Rane, A.V., Kanny, K. 2020. Applications of compatibilized polymer blends in automobile industry, in: *Compatibilization of Polymer Blends*. Elsevier, pp. 563–593. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816006-0.00020-7>.
- Belontz, S. 2021. An Assessment of the Spatial and Temporal Distribution of. Tese de Doutorado, University of Western Ontario. Fonte: <https://ir.lib.uwo.ca/etd/7811>.
- Bennett, K.D., Buck, C.E. 2016. “Interpretation of lake sediment accumulation rates.” *The Holocene*, 1092-1102. doi:10.1177/0959683616632880.
- Bortolin, E.C., Weschenfelder, J., Fernandes, E.H., Bitencourt, L.P., Möller, O.O., García-Rodríguez, F., Toldo, E. 2020. “Reviewing sedimentological and hydrodynamic data of large shallow coastal lagoons for defining mud depocenters as environmental monitoring sites.” *Sedimentary Geology*, 105782. doi:10.1016/j.sedgeo.2020.105782.

- Bortolin, E., Weschenfelder, J., Cooper, A. 2019. Holocene Evolution of Patos Lagoon, Brazil: The Role of Antecedent Topography. *J Coast Res* 35, 357. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-17-00195.1>.
- Bortolin, E.C., Weschenfelder, J., Cooper, A. 2018. Incised valley paleoenvironments interpreted by seismic stratigraphic approach in Patos Lagoon, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Geology* 48, 533–551. <https://doi.org/10.1590/2317-4889201820170133>.
- Bracco, R., Inda, H., del Puerto, L., Capdepon, I., Panario, D., Castiñeira, C., Garcia-Rodriguez, F. 2014. A reply to “Relative sea level during the Holocene in Uruguay”. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology*, 401: 166-170. DOI: 10.1016/j.palaeo.2013.10.012.
- Brandon, JA, Jones, W., Ohman, M.D. 2019. “Multidecadal increase in plastic particles in coastal ocean sediments.” *Science Advances*, 1-6. doi:10.1126/sciadv.aax0587.
- Britto, N.D.S.S. 2011. “Industrialização e desindustrialização do espaço urbano na cidade de Pelotas (RS).” Dissertação de Mestrado, Instituto de Geografia, Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande, 107.
- Browne, M.A., Galloway, T.S., Thompson, R.C. 2010. “Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines.” *Environmental Science and Technology*, 3404–3409. doi:10.1021/es903784e.
- Browne, M.A., Phillip C., Stewart J.N., Emma T., Andrew T., Tamara G., Richard T. 2011. “Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks.” *Environmental Science and Technology*, 9175-9179. doi:10.1021/es201811s.
- Bueno, C., Figueira, R., Ivanoff, M.D., Junior, E.E.T., Fornaro, L., García-Rodríguez, F. 2019. “A multi proxy assessment of long-term anthropogenic impacts in Patos Lagoon, Southern Brazil.” *Journal of Sedimentary Environments*, 276-290. doi:10.12957/jse.2019.44612.
- Bueno, C., Alves, F.L., Pinheiro, L.M., Perez, L., Agostini, V.O., Fernandes, E.H.L., Möller, O.O., Weschenfelder, J., Pinho, G.L.L., Wallner-Kersanach, M., Moura, R.R., Durán, J.M., Etchevers, I., Costa, L.D.F., Werlang, C.C., Bortolin, E., Machado, E., Figueira, R.C.L., Ferreira, P.A.L., Andrade, C., Fornaro, L., García-Rodríguez, F. 2021. The effect of agricultural intensification and water-locking on the world’s largest coastal lagoonal system. *Science of The Total Environment* 801, 149664. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149664>.
- Bueno, C., Figueira, R., Ivanoff, M.D., Toldo Junior, E.E., Fornaro, L., García-Rodríguez, F. 2019. A multi proxy assessment of long-term anthropogenic impacts in Patos Lagoon, Southern Brazil. *Journal of Sedimentary Environments* 4, 276–290. <https://doi.org/10.12957/jse.2019.44612>.

- Calliari, L.J., Winterwerp, J.C., Fernandes, E., Cuchiara, D., Vinzon, S.B., Sperle, M., Holland, K.T. 2009. "Fine grain sediment transport and deposition in the Patos Lagoon – Cassino beach sedimentary system." *Continental Shelf Research*, 515–529. doi:10.1016/j.csr.2008.09.019.
- Cardoso, S.J., Quadra, G.R., Resende, N. da S. 2019. "The role of sediments in the carbon and pollutant cycles in aquatic ecosystems." *Acta Limnologica Brasiliensia*, 201 ed. doi:10.1590/S2179-975X8918.
- Carr, S.A., Liu, J., Tesoro, A.G. 2016. "Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants." *Water Research*, 174–182. doi:10.1016/j.watres.2016.01.002.
- Carson, H.S., Colbert, S.L., Kaylor, M.J., McDermid, K.J. 2011. "Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments." *Marine Pollution Bulletin*, 1708-1713. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.032.
- Castañeda, R.A., Avlijas, S., Simard, M.A., Ricciardi, A. 2014. "Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. doi:10.1139/cjfas-2014-0281.
- Chen, M., Du, M., Jin, A., Chen, S., Dasgupta, S., Li, J., Xu, H., Ta, K., Peng, X. 2020. "Forty-year pollution history of microplastics in the largest marginal sea of the western Pacific." *Geochemical Perspectives Letters*, 42-47. doi:10.7185/geochemlet.2012.
- Clark, R B. 2001. *Marine pollution*. Oxford University Press. doi:978-0198792925.
- Clayer, F., Jartun, M., Buenaventura, N., Guerrero, J.-L., Lusher, A. 2021. Bypass of booming Inputs of urban and sludge-derived microplastics in a large nordic lake. *Environmental Science and Tecnology*, 55, p. 7949–7958. doi:10.1021/acs.est.0c08443.
- Cohen, A.S. 2003. *Paleolimnology: The History and Evolution of Lake Systems*. New York: Oxford University Press. doi:0-19-513353-6.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S. 2011. "Microplastics as contaminants in the marine environment: A review." *Marine Pollution Bulletin*, 2588-2597. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
- Collard, F., Husum, K., Eppe, G., Malherbe, C., Hallanger, I., Divine, D., Gabrielsen, G. 2021. Anthropogenic particles in sediment from an Arctic fjord. *Science of the Total Environment*, p. 145575. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.145575.
- Corcoran, P.L., Norris, T., Ceccanese, T., Walzak, M.J., Helm, P.A., Marvin, C.H. 2015. "Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record." *Environmental Pollution*, 17-25. doi:10.1016/j.envpol.2015.04.009.

- Courtene-Jones, W.B., Quinn, C., Ewins, S.F., Gary, B.E., Narayanaswamy. 2020. "Microplastic accumulation in deep-sea sediments from the Rockall Trough." *Marine Pollution Bulletin*, 111092. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111092.
- Crawford, C.B., Quinn, B. 2016. *Microplastic Pollutants*. 1. Elsevier Limited. doi:978-0-12-809406-8.
- Crutzen, P.J. 2002. "Geology of mankind." *Nature*, 23. doi:10.1038/415023a.
- Crutzen, P.J., Stoermer, E.F. 2000. "The "Anthropocene". *Global Change Newsletter*, 17. <http://www.igbp.net/download/18.316f18321323470177580001401/1376383088452/NL41.pdf>.
- da Cunha, R.B., Rückert, A.A. 2019. "Ações de atores territoriais: A construção do Porto de Rio Grande-RS, Brasil, como um nó estratégico no território do sul do Brasil." *Revista Eletrônica Para Onde!?*, 45-54.
- da Rocha, W.M., Martins, C.A.Á. 2010. "As políticas públicas de moradia: a formação do loteamento Cidade de Águeda no município do Rio Grande – RS." *Congresso Internacional de Sustentabilidade e Habitação de interesse social*. Porto Alegre. 1-9.
- da Rosa Quintana, G.C., Mirlean, N. 2019. "Record of Hg pollution around outset of colonization in Southern Brazil." *Environmental Monitoring and Assessment*, 1-8. doi:10.1007/s10661-019-7404-5.
- da Silva M.A.M. 1979 Provenance of heavy minerals in beach sands, southeastern Brazil: from Rio Grande to Chui (Rio Grande do Sul state). *Sediment Geology*, 24:133-148
- Dahl, M., Bergman, S., Bjork, M., Diaz-Almela, E., Granberg, M., Gullstrom, M., Leiva-Duenas, C. 2021. "A temporal record of microplastic pollution in Mediterranean seagrass soils*." *Environmental Pollution*, 116451. doi:10.1016/j.envpol.2021.116451.
- de Oliveira, H.A., Fernandes, E.H.L., Möller Jr, O.O., Collares, G.L. 2015. "Processos hidrológicos e hidrodinâmicos da Lagoa Mirim." *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 34-45. doi:10.21168/rbrh.v20n1.p34-45.
- Derraik, J.G.B. 2002. "The pollution of the marine environment by plastic debris: a review." *Marine Pollution Bulletin*, 842-852. doi:10.1016/S0025-326X(02)00220-5.
- Dias, P.A.J., Quadros, R.F. 2017. "A cidade de Porto Alegre e as águas do Guaíba: uma história de "encontros" e "desencontros". *Cadernos de História*, 485-510. doi:10.5752/P.2237-8871.2017v18n29p485.

- Dillenburg, S.R., Barboza, E.G., Rosa, M.L.C.C., Caron, F., Sawakuchi, A.O. 2017. The complex prograded Cassino barrier in southern Brazil: Geological and morphological evolution and records of climatic, oceanographic and sea-level changes in the last 7–6 ka. *Mar Geol* 390, 106–119. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2017.06.007>.
- Dillenburg, S.R., Esteves, L.S., Tomazelli, L.J. 2004. A critical evaluation of coastal erosion in Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *An Acad Bras Cienc* 76, 611–623. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652004000300014>.
- Domingues, M.V.R. 2009. Desenvolvimento e consolidação do polo naval e offshore de Rio Grande. Rio Grande: FURG.
- Dong, M., Luo, Z., Jiang, Q., Xing, X., Zhang, Q., Sun, Y. 2020. “The rapid increases in microplastics in urban lake sediments.” *Scientific Reports*. doi:10.1038/s41598-020-57933-8.
- dos Santos-Fischer, C.B., Weschenfelder, J., Corrêa, I.C.S., Stone, J.R., Dehnhardt, B.A., Bortolin, E.C. 2018. A Drowned Lagunar Channel in the Southern Brazilian Coast in Response to the 8.2-ka Event: Diatom and Seismic Stratigraphy. *Estuaries and Coasts* 41, 1601–1625. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0373-z>.
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B. 2015. “Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris.” *Environmental Chemistry*, 592-599. doi:10.1071/EN14167.
- Duis, K., Coors, A. 2016. “Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects.” *Environmental Sciences Europe*, 1-25. doi:10.1186/s12302-015-0069-y.
- Dusaucy, J., Gateuille, D., Perrette, Y., Naffrechoux, E. 2021. Microplastic pollution of worldwide lakes. *Environmental Pollution* 284, 117075. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117075>.
- Emiliani, C. 1970. Pleistocene paleotemperatures. *Science*. 168, 822-825. doi:10.1126/science.168.3933.822.
- Fernandes, E.H.L., Dyer, K.R., Moller Jr, O.O., Niencheski, L.F.H. 2002. “The Patos Lagoon hydrodynamics during an El Niño event (1998).” *Continental Shelf Research*, 1699-1713. doi:10.1016/S0278-4343(02)00033-X.
- Finatto, R.A., Salomani, G. 2008. “Agricultura familiar e agroecologia: perfil da produção de base agroecológica do município de Pelotas/RS.” *Sociedade e Natureza*, 199-217. doi:10.1590/S1982-45132008000200012.
- Fischer, V., Elsner, N.O., Brenke, N., Schwabe, E., Brandt, A. 2015. “Plastic pollution of the Kuril-Kamchatka-Trench area (NW Pacific).” *Deep-Sea Research II*, 399-405. doi:10.1016/j.dsr2.2014.08.012.

- Forsberg, C. 1989. "Importance of sediments in understanding nutrient cycling in lakes." *Hydrobiologia*, 176/177 ed.: 263-277. doi:10.1007/BF00026561.
- Frias, J.P.G.L., Pagter, E., Nash, R., O'Connor, I., Carretero, O., Filgueiras, A., Viñas, L. 2018. Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. JPI-Oceans BASEMAN project. doi:10.13140/RG.2.2.36256.89601/1.
- Galgani, F., Hanke, G., Thomas, M. 2015. "Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter." Cáp. 2 em *Marine Anthropogenic Litter*, por Melanie Bergmann, Lars Gutow e Michael Klages, 29-56. Bremerhaven: Springer Open. doi:10.1007/978-3-319-16510-3_2.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Grimm, A.M. 2004. "Comparison of 1982-1983 and 1997-1998 El Niño effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil)." *Estuaries*, 905-914. doi:10.1007/bf02803417.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Grimm, A.M. 2003. "Effects of 1997-1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brasil)." *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 489-500. doi:10.1016/S0272-7714(02)00382-7.
- Garcia, A.M, Vieira, P., Winemiller, K.O., Grimm, A.M. 2004. "Comparison of the 1982-1983 and 1997-1998 El Nino effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil)." *Estuaries*, 905-914. doi:10.1007/BF02803417.
- GESAMP. 2019. Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean. United Nations Environment Programme.
- Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L. 2017. "Production, use, and fate of all plastics ever made." *Science Advances*, 1-5. doi:10.1126/sciadv.1700782.
- Giarrizzo, T., Andrade, M.C., Schmid, K., Winemiller, K.O., Ferreira, M., Pegado, T., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Fearnside, P.M. 2019. Amazonia: the new frontier for plastic pollution. *Front Ecol Environ* 17, 309–310. <https://doi.org/10.1002/fee.2071>
- Gibbard, P.L. 2015. The Quaternary System/Period and its major subdivisions. *Russian Geology and Geophysics*, 56: 686–688. doi: 10.1016/j.rgg.2015.03.015.
- Gies, EA, LeNoble, J.L., Noël, M., Etemadifar, A., Bishay, F., Hall, E.R., Ross, P.S. 2018. "Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver." *Marine Pollution Bulletin*, 553–561. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.06.006.
- Godoy, J.M. 2018. "Datação de Sedimentos com ²¹⁰Pb: Resgate do Histórico

- da Poluição Ambiental no Antropoceno.” *Revista Virtual de Química*, |1733-1757. doi:10.21577/1984-6835.20180116.
- Goldberg, E.D. 1995. “Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century.” *Marine Pollution Bulletin*, 152-158. doi:10.1016/0025-326X(95)00102-S.
- Gouvêa, T., Zarnot, D.H. Alba, J.M.F. 2010. “Caracterização geoambiental e histórico do processo de desenvolvimento da bacia da Lagoa Mirim.” Em *Sustentabilidade socioambiental da bacia da Lagoa Mirim*, por J.M.F. Alba, 19-30. Pelotas: Embrapa Clima Temperado.
- Gregory, M.R. 2009. “Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions.” *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. doi:2013-2025.
- Guo, X., Pang, J., Chen, S., Jia, H. 2018. “Sorption properties of tylosin on four different microplastics.” *Chemosphere*, 240-245. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.06.100.
- Håkanson, L. 1977. “The influence of wind, fetch and water depth on the distribution of sediments in Lake Vanern, Sweden.” *Canadian Journal of Earth Sciences*, 397-412. doi:10.1139/e77-040.
- Håkanson, L. 2009. Modeling of Lake Ecosystem. Vol. I, em *Encyclopedia of Inland Waters*, por G.E. Likens, 441-447. Elsevier.
- Hanvey, J.S., Lewis, P.J., Lavers, J.L., Crosbie, N.D., Pozo, K. Clarke, B.O. 2017. “A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments Anal.” *Analytical Methods*, 1369-1383. doi:10.1039/C6AY02707E.
- Helman, H. 2017. ABIPLAST: há 50 anos transformando a indústria do plástico no Brasil. 1ª. São Paulo: Definição. doi:978-85-94452-00-9.
- Hidalgo-Ruz, V, Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. 2012. “Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification.” *Environmental Science and Technology*, 3060–3075. doi:10.1021/es2031505.
- Hirata, F.E., Möller Junior, O.O., Mata, M.M. 2010. “Regime shifts, trends and interannual variations of water level in Mirim Lagoon, southern Brazil.” *Pan-American Journal of Aquatic Science*, 254-266.
- Hueck M, Oyhançabal P., Philipp R.P., Stipp B.M.A., Siegesmund S. 2018. The Dom Feliciano Belt in Southern Brazil and Uruguay. In: Stipp Basei (ed). *Geology of Southwest Gondwana*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68920-3_11.

- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2020. Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA. Produção Agrícola Municipal. Tabela 1612 - Área plantada, área colhida, quantidade produzida, rendimento médio e valor da produção das lavouras temporárias. <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/1612>. (Accessed August 2020).
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia y Estatística. 2010. Censo Nacional 2010. <https://www.ibge.gov.br/>.
- Ihering, H.V. 1995. A lagoa dos Patos no século XIX na visão do naturalista. *Ecscientia*.
- IRGA, Instituto Rio Grandense do Arroz. 2020. Produção RS Série Histórica. <https://irga.rs.gov.br/safras-2>. (Accessed August 2020).
- Isobe, A., Iwasaki, S. 2022. The fate of missing ocean plastics: Are they just a marine environmental problem? *Science of The Total Environment* 825, 153935. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153935>.
- Isobe, A., T. Azuma, M.R. Cordova, A. Cózar, F. Galgani, R. Hagita, L.D. Kanhai. 2021. “A multilevel dataset of microplastic abundance in the world's upper ocean and the Laurentian Great Lakes.” *Microplastics and Nanoplastics*, 1-14.
- Isobe, A., Buenaventura, N.T., Chastain, S., Chavanich, S., Cózar, A., DeLorenzo, M., Hagmann, P. 2019. “An interlaboratory comparison exercise for the determination of microplastics in standard sample bottles.” *Marine Pollution Bulletin*, 831-837. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.07.033.
- Ivanoff, M.D., Toldo, E.E., Figueira, R.C.L., de Lima Ferreira, P.A., 2020. Use of ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs in the assessment of recent sedimentation in Patos Lagoon, southern Brazil. *Geo-Marine Letters* 40, 1057–1067. <https://doi.org/10.1007/s00367-019-00633-8>
- Ivar do Sul, J.A., Labrenz, M. 2021. “Microplastics into the Anthropocene.” Em *Handbook of Microplastics in the Environment*, por T. Rocha-Santos, M.F. Costa e C. Mouneyrac, 1363–1378. Springer. doi:10.1007/978-3-030-39041-9_25.
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F. 2014. “The present and future of microplastic pollution in the marine environment.” *Environmental Pollution*, 352-364. doi:10.1016/j.envpol.2013.10.036.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L. 2015. “Plastic waste inputs from land into the ocean.” *Science*, 768-771. doi:10.1126/science.1260352.
- Jamieson, A.J., Brooks, L.S.R., Reid, W.D.K., Pierrney, S.B., Narayanaswamy, B.E., Linley, T.D. 2019. “Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth.”

Royal Society Open Science, 180667. doi:10.1098/rsos.180667.

- Jiang, X., Bai, Y., Chen, X., Liu, W. 2020. A review on raw materials, commercial production and properties of lyocell fiber. *Journal of Bioresources and Bioproducts* 5, 16-25. <https://doi.org/10.1016/j.jobab.2020.03.002>.
- Kale, S.K, Deshmukh, A.G., Dudhare, M.S., Patil, V.B. 2015. "Microbial degradation of plastic: a review." *Journal Of Biochemical Technology*, 952-961.
- Kawamura, K., Oguri, K., Toyofuku, T., Radakovitch, O., Fontanier, C., Sasaki, K., Murayama, M. 2020. Tsunami-triggered dispersal and deposition of microplastics in marine environments and their use in dating recent turbidite deposits. *Geological Society, London, Special Publications*, 501(1), pp. 1-10. doi:10.1144/SP501-2019-45.
- Khuyen, V.T.K, D.V. Le, A.R. Fischer, e C. Dornack. 2021. "Comparison of microplastic pollution in beach sediment and seawater at UNESCO can Gio mangrove biosphere reserve." *Global Challenges*, 2100044. doi:10.1002/gch2.202100044.
- Kjerfve, B. 1986. "Comparative Oceanography of Coastal Lagoons." *Estuarine Variability*, 63-81. doi:10.1016/B978-0-12-761890-6.50009-5.
- Kunz, A., Walther, B.A., Löwemark, L., Lee, Y.-C. 2016. "Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan." *Marine Pollution Bulletin*, 126-135. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.07.022.
- Lambeck K, Esat T.M., Potter E.K. 2002 Links between climate and sea levels for the past three million years. *Nature* 419:199–206. doi:10.1038/nature01089.
- Last, W.M., Smol, J.P. 2001. An introduction to physical and geochemical methods used in paleolimnology. Vol. 2, em Tracking Environmental Change Using Lake Sediments: Physical and geochemical methods, 504. New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow: Kluwer Academic Publishers. doi:0-306-47670-3.
- Lewis, S.L., Maslin, M.A. 2015. "Defining the Anthropocene." *Nature*, 171–180. doi:10.1038/nature14258.
- Li, J., Huang, W., Xu, Y., Jin, A., Zhang, D., Zhang, C. 2020. "Microplastics in sediment cores as indicators of temporal trends in microplastic pollution in Andong salt marsh, Hangzhou Bay, China." *Regional Studies in Marine Science*, 101149. doi:10.1016/j.rsma.2020.101149.
- Li, X., Mei, Q., Chen, L., Zhang, H., Dong, B., Dai, X., He, C., Zhou, J. 2019. "Enhancement in adsorption potential of microplastics in sewage sludge for metal pollutants after the wastewater treatment process." *Water Research*, 228-237. doi:10.1016/j.watres.2019.03.069.

- Libby, W.F. 1955. "Dosages from Natural Radioactivity and Cosmic Rays." *Science*, 57-58. doi:10.1126/science.122.3158.57.
- Lima, A.R.A., Ferreira, G.V.B., Barrows, A.P.W., Christiansen, K.S., Treinish, G., Toshack, M.C., 2021. Global patterns for the spatial distribution of floating microfibers: Arctic Ocean as a potential accumulation zone. *Journal of Hazardous Materials*. 403, 123796. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.123796.
- Lin, L., Zuo, L.-Z., Peng, J.-P., Cai, L.-Q., Fok, L., Yan, Y., Li, H.-X., Xu, X.-R. 2018. "Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: a case study in the Pearl River along Guangzhou City, China." *Science of the Total Environment*, 375-381. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.327.
- Lin, J., Xu, X.-M., Yue, B.-Y., Xu, X.-P., Liu, J.-Z., Zhu, Q., Wang, J. 2020. Multidecadal records of microplastic accumulation in the coastal sediments of the East China Sea. *Chemosphere*, 270. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.128658.
- Loughlin, C., Mendes, A.R.M., Morrison, L., Morley, A. 2021. "The role of oceanographic processes and sedimentological settings on the deposition of microplastics in marine sediment: Icelandic waters." *Marine Pollution Bulletin*, 111976. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.111976.
- Luoto, T., Rantala, M., Kivilä, E., Nevalainen, L., Ojala, A. 2019. Biogeochemical cycling and ecological thresholds in a High Arctic lake (Svalbard). *Aquatic Sciences*, 81(34), 1-16. doi:10.1007/s00027-019-0630-7.
- Machado, G. 2002. "Qualidade das Águas no Canal de São Gonçalo - Rio Grande do Sul - Brasil." *Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.*
- Machado, G. 2007. "Demanda e disponibilidade hídrica no sistema Lagoa Mirim-São Gonçalo-Rio Grande do Sul." *Revista Discente Expressões Geográficas*, 61-82.
- Macieira, R.M., Oliveira, L.A.S., Cardozo-Ferreira, G.C., Pimentel, C.R., Andrades, R., Gasparini, J.L., Francesco, S., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Gomes, L.C., Giarrizzo, T. 2021. Microplastic and artificial cellulose microfibers ingestion by reef fishes in the Guarapari Islands, southwestern Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 167, 112371 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112371>.
- Mai, L., Sun, X., Xia, L., Bao, L., Liu, L., Ze, E.Y. 2020. "Global riverine plastic outflows." *Environmental Science and Technology*, 10049-10056. doi:10.1021/acs.est.0c02273.
- Mao, R., Song, J., Yan, P., Ouyang, Z., Wu, R., Liu, S., Guo, X. 2021. "Horizontal and vertical distribution of microplastics in the Wuliangsu Lake

- sediment, northern China.” *Science of the Total Environment*, 142426. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.142426.
- Martin, J., Lusher, A.L., Nixon, F.C. 2022. A review of the use of microplastics in reconstructing dated sedimentary archives. *Science of the Total Environment*. 806, 150818. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.150818.
- Martin, C, Baalkhuyur, F., Valluzzi, L., Saderne, V., Cusack, M., Almahasheer, H., Krishnakumar, P.K. 2020. “Exponential increase of plastic burial in mangrove sediments as a major plastic sink.” *Science Advances*, 1-8. doi:10.1126/sciadv.aaz5593.
- Martin, J., Lusher, A., Thompson, R.C., Morley A. 2017. “The deposition and accumulation of microplastics in marine sediments and bottom water from the Irish continental shelf.” *Scientific Reports*, 1-9. doi:10.1038/s41598-017-11079-2.
- Martínez, S., Rojas, A. 2013. Relative sea level during the Holocene in Uruguay. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 374, 123–131. doi:10.1016/j.palaeo.2013.01.010.
- Martins, S.F. 2022. *Cidade do Rio Grande: Industrialização e urbanidade (1873-1990)*. 2ª Edição. Rio Grande, Rio Grande do Sul: Editora da FURG. doi:978-65-5754-110-4.
- Masarik, J., Beer, J. 1999. “Simulation of particle fluxes and cosmogenic nuclide production in the Earth's atmosphere.” *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 12099-12111. doi:10.1029/1998JD200091.
- Masura, J, Baker, J., Foster, G., Arthur, C. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.
- Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., . . . Newman, B. 2017. Microplastics in Sediment Cores from Asia and Africa as Indicators of Temporal Trends in Plastic Pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1-10. doi:10.1007/s00244-017-0414-9.
- McKeen, L.W., 2017. Polyolefins, Polyvinyls, and Acrylics, in: *Permeability Properties of Plastics and Elastomers*. Elsevier, 157–207. doi:10.1016/B978-0-323-50859-9.00009-9.
- Mesquita, F.P.D. 2016. “A indústria do petróleo no município de Rio Grande: realidade e perspectiva.” *Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande*, 122.
- Moller Jr, O.O., Lorenzzenti, J.A., Stech J.L., Mata, M.M. 1996. “The Patos

- Lagoon summertime circulation and dynamics.” *Continental Shelf Research*, 335-351. doi:10.1016/0278-4343(95)00014-R.
- Möller, O.O., Castaing, P., Salomon, J.-C., Lazure, P. 2001. “The Influence of Local and Non-Local Forcing Effects on the Subtidal Circulation of Patos Lagoon.” *Estuaries*, 297-231. doi:10.2307/1352953.
- Morra, J. 2021. Characterizing Microplastic Pollution in Aquatic Sediments from Southwestern British Columbia, Canada. Dissertação de Mestrado, Simon Fraser University, School of Resource and Environmental Management - Faculty of Environment.
- Nguyen, Q.A.T., Nguyen, H.N.Y., Strady, E., Nguyen, Q.T., Trinh-Dang, M., Vo, V.M. 2020. “Characteristics of microplastics in shoreline sediments from a tropical and urbanized beach (Da Nang, Vietnam).” *Marine Pollution Bulletin*, 111768. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111768.
- Nichols, G. 2009. *Sedimentology and Stratigraphy*. 2^a. Wiley-Blackwell.
- Niencheski, L.F., Moore, W.S., Windom, H.L. 2014. “History of human activity in coastal southern Brazil from sediment.” *Marine Pollution Bulletin*, 209-212. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.10.042.
- Novaes, G.O., Monteiro, S.M., Rollnic, M. 2020. “Microplastics on the Fluvio-estuarine Beaches of Cotijuba Island, Pará River Estuary (Brazil).” *Journal of Coastal Research*, 780-784. doi:10.2112/SI95-152.1.
- Ogg, J.G., Ogg, G.M., Gradstein, F.M. 2016. *A concise geologic time scale*. Elsevier.
- Padervand, M., Lichtfouse, E., Robert, D., Wang, C. 2020. Removal of microplastics from the environment. A review. 18, 807–828. doi:10.1007/s10311-020- 00983-1.
- Pandolfo, C. de A. 2018. “A produção do espaço urbano e o discurso de uma nova centralidade pelos agentes produtores do espaço: Parque São Pedro, Partage Shopping e o Empreendimento Vivea (Rio Grande-RS).” Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências Humanas e da Informação, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 107.
- Patterson, E.W. 2016. Stocks and Sources of Carbon Buried in the Salt Marshes and Seagrass Beds of Patos Lagoon, Southern Brazil. Honors Theses, 170. Disponível em: <<https://scarab.bates.edu/honorsthesis/170>>.
- Peng, X., Chen, M., Chen, S., Dasgupta, S., Xu, H., Ta, K., Du, M., Li, J., Guo, Z. Bai, S. 2018. “Microplastics contaminate the deepest part of the world’s ocean.” *Geochemical Perspectives Letters*, 1-5. doi:10.7185/geochemlet.1829.
- Penzel, E., Ballard, N., Asua, J.M. 2018. Polyacrylates, in: *Ullmann’s*

Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, 1–20. doi:10.1002/14356007.a21_157.pub2.

Pesavento, S.J. 1983. RS: Agropecuária Colonial e Industrialização. Porto Alegre: Mercado Aberto.

Pinheiro, L.M., Britz, L.M.K., Agostini, V.O., Parada, A.P., Rodríguez, F.G., Galloway, T.S., Pinho, G.L.L. 2022. “Salt marshes as the final watershed fate for meso- and microplastic contamination: A case study from Southern Brazil.” *Science of The Total Environment*, 156077. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.156077.

Pinheiro, L.M., Carvalho, I.V., Agostini, V.O., Martinez-Souza, G., Galloway, T.S., Pinho, G.L.L. 2021. “Litter contamination at a salt marsh: An ecological niche for biofouling in South Brazil☆.” *Environmental Pollution*, 117647. doi:10.1016/j.envpol.2021.117647.

Pinheiro, L.M., Agostini, V.O., Lima, A.R.A., Ward, R.D., Pinho, G.L.L. 2021. “The fate of plastic litter within estuarine compartments: An overview of current knowledge for the transboundary issue to guide future assessments.” *Environmental Pollution*, 116908. doi:10.1016/j.envpol.2021.116908.

Pinheiro, LM, Monteiro, R.C.P., Ivar do Sul, J.A. Costa, M.F. 2019. “Do beachrocks affect microplastic deposition on the strandline of sandy beaches?” *Marine Pollution Bulletin*, 569–572. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.03.010.

Pires, M.C.C. 2019. “Cartografia histórica da cidade do Rio Grande/RS: Expansão urbana e mudanças ambientais (1737 - 2017).” Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências Humanas e da Informação, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 141.

PlasticsEurope, AISBL. 2021. *Plastics – the Facts 2021*.

Pohl, F., Eggenhuisen, J.T., Kane, I.A., Clare, M.A. 2020. Transport and Burial of Microplastics in Deep-Marine Sediments by Turbidity Currents. *Environmental Science and Technology*. 54, 4180–4189. doi:10.1021/acs.est.9b07527.

Pongsivapai, P., Negishi, L.N., Izumi, H., Garrido, P.A., Kuramochi, K. 2021. “Morphometry-Driven Divergence in Decadal Changes of Sediment Property in Floodplain Water Bodies.” *Water*, 469. doi:10.3390/w13040469.

Pramila, R., Ramesh, K.V. 2011. “Biodegradation of low density polyethylene (LDPE) by fungi isolated from municipal landfill area.” *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 131-136 .

Prieto, A.R., Mourelle, D., Peltier, W.R., Drummond, R., Vilanova, I., Ricci, L. 2017. Relative sea-level changes during the Holocene in the Río de la

- Plata, Argentina and Uruguay: A review. *Quaternary International*, 442, 35-49. doi:10.1016/j.quaint.2016.02.044.
- Ramos, B.R., Martins, S.F. 2016. "Dinâmica socioespacial a partir das transformações econômicas e industriais do setor naval/portuário na cidade do Rio Grande, RS." Em *Estruturas e dinâmicas socioespaciais urbanas no Rio Grande do Sul : transformações em tempos de globalização (1991-2010)*, por A.L. Heidrich, P.R.R. Soares, I.G.P. Tartaruga e R. Mammarella, 336. Porto Alegre: Letra 1. doi:10.21826/9788563800206.
- Ramsay P.J., Cooper, A.G. 2004. Late Quaternary Sea-Level Change in South Africa. *Quaternary Research*, 57(1) 82-90. doi:10.1006/qres.2001.2290.
- Rebelein, A., Int-Veen, I., Kammann, U., Scharsack, J.P. 2021. Microplastic fibers — Underestimated threat to aquatic organisms?. *Science of the Total Environment*, 777, 146045. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146045.
- Romano, E., Bergamin, L., Magno, M.C., Ausili, A., Gabelline, M., Croudace, I.W. 2018. "Differences in acquisition of environmental data in strongly impacted marine sediments using gravity and vibro corers: the case-study of Augusta Harbor (Eastern Sicily, Italy)." *Measurement*, 184-190. doi:10.1016/j.measurement.2018.04.025.
- Rosa, M.L.C. da C., Barboza, E.G., Abreu, V. dos S., Tomazelli, L.J., Dillenburg, S.R. 2017. High-Frequency Sequences in the Quaternary of Pelotas Basin (coastal plain): a record of degradational stacking as a function of longer-term base-level fall. *Brazilian Journal of Geology* 47, 183–207. <https://doi.org/10.1590/2317-4889201720160138>.
- Ruben, S., Kamen, M. D. 1941. "Long-Lived Radioactive Carbon: C14." *Physical Review*, 349–354. doi:10.1103/physrev.59.349.
- Saderne, V., Cusack, M., Almahasheer, H., Serrano, O., Masqué, P., Arias-Ortiz, A., Krishnakumar, P.K., Rabaoui, L., Qurban, M.A., Duarte, C.M. 2018. "Accumulation of carbonates contributes to coastal vegetated ecosystems keeping pace with sea level rise in an arid region (Arabian Peninsula)." *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 1498-1510. doi:10.1029/2017jg004288.
- Salvatori, E., Habiaga, L.A., Thormann, M. do C. 1989. "Crescimento horizontal da cidade do Rio Grande." *Revista Brasileira de*, 27-71.
- Santos, I.E. dos, Fernandes, E.H.L., Pinho, G.L.L., Abdallah, P.R. 2022. "Characteristics and fluxes of plastic debris based on socio-economic data for Patos Lagoon - a choked costal lagoon in south Brazil."
- Schumann, E., Lourenço, W.M. 2019. "A industrialização do município de Pelotas/RS: Um estudo sobre a territorialização do início do século XX no bairro Porto." *Anais do XV Seminário de Estudos Urbanos e Regionais*, 1-

11.

- Seeliger, U., Odebrecht, C. 2010. O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande – RS. 1ª Edição. 180 pp. ISBN: 978-85-7566-144-4
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. 2014. "Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web." *Environmental Pollution*. doi:77-83.
- Shah, A.A., Fariha H., Abdul H., Safia A. 2008. "Biological degradation of plastics: A comprehensive review." *Biotechnology Advances*, 246-265. doi:10.1016/j.biotechadv.2007.12.005.
- Shoshitaishvili, B. 2020. From Anthropocene to Noosphere: The Great Acceleration. *Earth's Future Commentary*, 9: e2020EF001917. doi:10.1029/2020EF001917.
- Sierra, I., Chialanza, M.R., Faccio, R., Carrizo, D., Fornaro, L., Pérez-Parada, A. 2019. "Identification of microplastics in wastewater samples by means of polarized light optical microscopy." *Environmental Science and Pollution Research*, 7409–7419. doi:10.1007/s11356-019-07011-y.
- Silva, C.M. da, Arbilla, G. 2018. "Antropoceno: Os Desafios de um Novo Mundo." *Revista Virtual de Química*, 1619-1647. doi:10.21577/1984-6835.20180111.
- Smol, J.P. 2007. "Marine sediments tell it like it was." *PNAS*, 17563–17564. doi:10.1073/pnas.0708635104.
- Smol, J.P. 2008. *Pollution of Lakes and Rivers: A Paleoenvironmental Perspective*. 2nd. Wiley-Blackwell. doi:1405159138.
- Sruthy, S., Ramasamy, E.V. 2017. "Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: The first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India." *Environmental Pollution*, 315-322. doi:10.1016/j.envpol.2016.12.038 .
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., Ludwig, C. 2015. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review* 2, 81–98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>.
- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., McNeill, J. 2011. "The Anthropocene: conceptual and historical perspectives." *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 842–867. doi:10.1098/rsta.2010.0327.
- Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P.D. Jäger, J., Matson, P., Moore, B. III, Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.J., Turner, B.L.II, Wasson,

- Robert, J. 2005. *Global Change and the Earth System: 104 A Planet Under Pressure*. The IGBP Book Series. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag, 336 pp. ISBN-13 978-3-540-26594-8.
- SUDESUL. 1974. *Plano de desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim*. Porto Alegre, Rio Grande do Sul: SUDESUL.
- Svetlik, I., Jull, A., Molnár, M., Povinec, P., Kolář, T., Demján, P.K., Pachnerova B., Brychova, V., Dreslerová, D., Rybníček, M., Simek, P. 2019. The Best possible Time resolution: How precise could a Radiocarbon dating method be? *Radiocarbon*, 61(6), 1729-1740. doi:10.1017/RDC.2019.134.
- Taylor, R.E., Long, A., Kra, R.S. 1992. *Radiocarbon after four decades: an interdisciplinary perspective*. New York: Springer Science. doi:10.1007/978-1-4757-4249-7.
- ter Halle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudounèche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tenailleau, C., Duployer, B., Perez, E. 2016. "Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris." *Environmental Science and Technology*, 5668-5675. doi:10.1021/acs.est.6b00594.
- Thompson, R.C., Moore, C.J., Vom Saal, F.S., Swan, S.H. 2009. "Plastics, the Environment and Human Health: Current Consensus and Future Trends." *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 364 ed.: 2153-2166. doi:10.1098/rstb.2009.0053.
- Toldo, E.E., Dillenburg, S.R., Corrêa, I.C.S., Almeida, L.E.S.B. 2000. Holocene Sedimentation in Lagoa dos Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil. *J Coast Res* 16, 816–822.
- Tomazelli, J.L., Villwock, J.A. 2000. O Cenozóico no Rio Grande do Sul: Geologia da Planície Costeira, in: Holz, M., de Ros, L.F. (Eds.), *Geologia Do Rio Grande Do Sul*. CIGO/UFRGS, Porto Alegre.
- Tuniz, C., Norton, G. 2008. "Accelerator mass spectrometry: New trends and applications." *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 1837–1845. doi:10.1016/j.nimb.2007.12.045.
- Turner, S., Horton, A.A., Rose, N.L., Hall, C. 2019. "A temporal sediment record of microplastics in an urban lake, London, UK." *Journal of Paleolimnology*, 449–462. doi:10.1007/s10933-019-00071-7.
- Uddin, S., Fowler, S.W., Uddin, M.F., Behbehani, M., Naji, A. 2021. A review of microplastic distribution in sediment profiles. *Marine Pollution Bulletin*. 163, 111973. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111973>.
- Usha, R., Sangeetha, T., Palaniswamy, M. 2011. "Screening of polyethylene degrading microorganisms from garbage soil." *Libyan Agriculture Research Center Journal International*, 200-204.

- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L. 2013. "Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification." *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54-61. doi:10.1016/j.ecss.2013.03.022.
- Vieira, E.F., Rangel, S.R.S. 1988. *Planície Costeira Do Rio Grande Do Sul: Geografia Física, Vegetação E Dinâmica Socio-Demográfica*. Porto Alegre, Rio Grande do Sul: Sagra. doi:8524101970.
- . 1985. *Rio Grande do Sul: Geografia Física e Vegetação*. Porto Alegre, Rio Grande do Sul: Sagra. doi:8524100893.
- Vilela, P.C, Mello, C.L., Carelli, T.G. Borghi, L. 2016. "Caracterização litológica do testemunho do poço 2-JU-1-RJ, na porção emersa da bacia de Campos." *Geociências*, 346-358.
- Villwock, J.A., Tomazelli, L.J., Loss, E.L., Dehnhardt, E.A., Horn, N.O., Bachi, F.A., Dehnhardt, B.A. 1986. *Geology of the Rio Grande do Sul Coastal Province*, in: Rabassa, J. (Ed.), *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula*. CRC Press, London.
- Wang, F., Nian, X., Wang, J., Zhang, W., Peng, G., Ge, C., Dong, C., Qu, J., Li, D. 2018. Multiple dating approaches applied to the recent sediments in the Yangtze River (Changjiang) subaqueous delta. *Holocene* 28, 858–866. <https://doi.org/10.1177/0959683617752847>.
- Wang, F., Nian, X., Wang, J., Zhang, W., Peng, G., Ge, C., Dong, C., Qu, J., Li, D. 2018. "Multiple dating approaches applied to the recent sediments in the Yangtze River (Changjiang) subaqueous delta." *The Holocene*, 858-866. doi:10.1177/0959683617752847.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Gałuszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M., Jeandel, C., Reinhold, L., McNeill, J.R., deB Richter, D., Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Waple, M., Williams, M., Zhisheng, A., Grinevald, J., Odada, E., Oreskes, N., Wolfe, A.P. 2016. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science*, 351, aad2622. doi:10.1126/science.aad2622.
- Weschenfelder, J., Baitelli, R., Corrêa, I.C.S., Bortolin, E.C., dos Santos, C.B. 2014. Quaternary incised valleys in southern Brazil coastal zone. *Journal of South American Earth Science* 55, 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2014.07.004>.
- Willis, K A, Eriksen, R., Wilcox, C., Hardesty, B.D. 2017. "Microplastic Distribution at Different Sediment Depths in an Urban Estuary." *Frontiers in Marine Science*, 1-8. doi:10.3389/fmars.2017.00419 .
- Windsor, F.M., Tilley, R.M., Tyler, C.R., Ormerod, S.J. 2019. "Microplastic

- ingestion by riverine macroinvertebrates." *Science of the Total Environment*, 68-74. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.271.
- Woodall, L.C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G.L.J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Thompson, R.C. 2014. "The deep sea is a major sink for microplastics debris." *Royal Society Open Science*, 140317. doi:10.1098/rsos.140317.
- Woodall, L.C., Sanchez-Vidal, A., Mique, C., Paterson, G.L.J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Thompson, R.C. 2014. "The deep sea is a major sink for microplastic debris." *Royal Society Open Science*, 140317–140317. doi:10.1098/rsos.140317.
- Xue, B., Zhang, L., Li, R., Wang, Y., Guo, J., Yu, K., Wang, S. 2020. "Underestimated Microplastic Pollution Derived from Fishery Activities and "Hidden" in Deep Sediment." *Environmental Science and Technology*, 2210-2217. doi:10.1021/acs.est.9b04850.
- Yang, C.Z., Yaniger, S.I., Jordan, V.C., Klein, D.J., Bittne, G.D. 2011. "Most plastic products release estrogenic chemicals: a potential health problem that can be solved." *Environmental Health Perspect*, 989-996. doi:10.2307/41329103.
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., Wu, C. 2020. Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources, *Science of The Total Environment*, 754:141948. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141948.
- Zheng, Y., Li, J., Cao, W., Jiang, F., Zhao, C., Ding, H., Sun, C. 2020. Vertical distribution of microplastics in bay sediment reflecting effects of sedimentation dynamics and anthropogenic activities. *Marine Pollution Bulletin*, 152, p. 110885. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.110885.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Ellis, E.C., Head, M.J., Vidas, D., Steffen, W., Thomas, J.A., Horn, E., Summerhayes, C.P., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Gałuszka, A., Williams, M., Barnosky, A.D., Richter, D. de B., Gibbard, P.L., Syvitski, J., Jeandel, C., Cearreta, A., Cundy, A.B., Fairchild, I.J., Rose, N.L., Ivar do Sul, J.A., Shotyk, W., Turner, S., Wapreisch, M., Zinke, J. 2021. The Anthropocene: Comparing Its Meaning in Geology (Chronostratigraphy) with Conceptual Approaches Arising in Other Disciplines. *Earths Future* 9. <https://doi.org/10.1029/2020EF001896>.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Ivar do Sul, J.A., Corcoran, P.L., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Edgeworth, M. 2016. "The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene." *Anthropocene*, 4–17. doi:10.1016/j.ancene.2016.01.002.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Ellis, E.C., Head, M.J., Vidas, D., Steffen, W., Thomas, J.A., Horn, E., Summerhayes, C.P., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Gałuszka, A., Williams, M., Barnosky, A.D., de B. Richter, D., Gibbard, P.L., Syvitski, J., Jeandel, C., Cearreta, A., Cundy, A.B., Fairchild, I.J.,

- Rose, N.L., Ivar do Sul, J.A., Shotyk, W., Turner, S. Wagreich, M., Zinke, J. 2021. The Anthropocene: Comparing Its Meaning in Geology (Chronostratigraphy) with Conceptual Approaches Arising in Other Disciplines. *Earth's Future*. doi:10.1029/2020EF001896.
- Zhang, K., Su, J., Xiong, X., Wu, X., Wu, C., Liu, J. 2016. "Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China*." *Environmental Pollution*, 450-455. doi:10.1016/j.envpol.2016.05.048.
- Zobkov, M, Esiukova, E. 2016. "Microplastics in Baltic bottom sediments: Quantification procedures and first results." *Marine Pollution Bulletin*, 724–732. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.10.060 .

Supplementary Material

Table S1 - Sediment age at different intervals indicating lab number.

Core	Depth (cm)	Age (yr BP)	Fraction	Lab Number
COC1	100-102	1533 $\pm$ 24	Bulk sediment	D-AMS 041970
COC1	152-154	1592 $\pm$ 24	Bulk sediment	D-AMS 041971
PMAN1	123-125	Modern	Bulk sediment	D-AMS 041183
PAMAN1	212-214	1246 $\pm$ 23	Bulk sediment	D-AMS 041184
SG1	104-106	2896 $\pm$ 22	Bulk sediment	D-AMS 041972
SG1	219-221	4359 $\pm$ 28	Bulk sediment	D-AMS 041973
SL1	82-84	4400 $\pm$ 30	Bulk sediment	Beta-608381
SL1	98-100	4340 $\pm$ 30	Bulk sediment	Beta-596146
SL1	148-150	4490 $\pm$ 30	Bulk sediment	Beta-596145
SL1	200-202	4710 $\pm$ 30	Bulk sediment	Beta-608382
SL1	266-268	5000 $\pm$ 30	Bulk sediment	Beta-608383

Table S2 - Number of MPs observed in procedural contamination (blanks) in the sediment cores.

Sediment	Min MPs in blank	Max. MPs in blank	Average procedural
Core	per sample	per sample	contamination per sample
MIR2	0	2	0.57
MIR4	0	2	0.75
COC1	0	1	0.034
PMAN1	0	2	0.014
SG1	0	1	0.02
SL1	0	2	0.18
Total			0.26

Table S3 - Global comparison of the chronology of first microplastic (MP) appearance in oceanic, coastal and inland sediment cores. The black numbers for the location identification match with the black bubble numbers of the world map of Fig. 6.

Location	Geographical coordinates	Core length (cm)	First MP appearance (cm)	First MP appearance (yr CE)	Reference
1 Kongsfjorden	79°02'N; 11°08'E 78°58'N; 09°29'E	12	12	1960	Collard, <i>et al.</i> (2021)

2	Lake Revvatnet	77°022'N, 15°36'E	30	10	1990	Luoto et al. (2019)
3	Mjøsa	60°77'N; 10°98'E	8	8	1980	Clayer et al. (2021)
4	Rockall Trough Sea	57°30'N; 10°38'E 57°29'; 10°39'E	15	10	1940	Courtenne-Jones et al. (2020)
5	Hampstead No.1 Pond Lake	51°55'N, 0.1°65'E	212	90	1930	Turner et al. (2019)
6	Celtic Sea seafloor	Not provided	5	3,5	1950	Martin et al. (2017)
7	Roquetas Agua Amarga, Santa Maria Seagrass	36°47'N; 2°35'E 36°56'N; 1°56'E 39°9'N; 2°56'E	15 12 9	14 11 9	1930	Dahl et al. (2021)
8	Lake Uluabat	1 (40.1489°N) (28.6148°E)	38	38	1966	Almas et al., (2022)
9	Red Sea	22°97'N; 38°84'E 22°93'N; 38°87'E	170 140	24	1930	Martin et al. (2020)
10	Donghu Lake	114°21'E, 30°32'N	57	57	1959	(Dong et al. 2020)
11	Wuliangsu hai Lake	40°81'N; 108°73'E	30	26	1970	Mao et al. (2021)
12	Beibu Gulf	21°53'N; 108°99'E	60	60	1933	Xue et al. (2020)
13	Yangtze River	30°48'N; 122°48'E	180	84	1952	Wang et al. (2018)
14	Jiaozhou bay	36°18'N;120°32'E	45	45	1950/60	Zheng et al. (2020)
15	The South China Sea	20°95'N; 11°94'E 21°47'N; 12°67'E 18°18'N; 12°96'E	18	17	1980	Chen et al. (2020)
16	East China Sea	30°00'N; 22°50'E 27°50'N; 21°29'E	45 313	45 50	1970	Lin et al. (2020)
17	Canal in Tokyo Bay, Sakurada-bori Moat at Imperial Palace Tokyo, Gulf of Thailand	35°35'N; 139°44'E 35°35'N; 139°44'E 35°40'N; 139°44'E 35°40'N; 139°44'E 36°42'N; 138°31'E	100	40	1952	Matsuguma et al. (2017)
18	Offshore of Shimokita	Not provided	27	20	1960	Kawamura et al. (2020)
19	Andong salt marsh	30°37'N; 121.17'E	128	127	1980	Li et al. (2020)
20	Derwent Estuary	Not provided	104	104	1950	Willis et al. (2017)
21	Santa Barbara Basin	34°17'N; 120°02'W	76	16	1945	Brandon et al. (2019)
22	Mead and Mohave Lakes	36°01'N, 114°46'W	33	33	2000	Baldwin et al. (2020)
23	Vancouver Island	49°.09'N, 125°0.7'W	40	18	1950	Morra (2021)

24	Lake Huron	44°59'N, 81°59'W	15	15	1950	Belontz (2021)
25	Lake Ontario	43°-45°N, 74° - 80°W	15	15	1926	Ballent et al. (2016)
26	Lake Ontario	43°35'N, 78°14'W	8	8	1977	Corcoran et al. (2015)

Figure S1 - FTIR spectra of microplastic found in sediment samples.

